

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

ESTIMATION DE PARAMÈTRES RELATIFS AU SOUS-ÉTAGE FORESTIER EN
MILIEU BORÉAL MIXTE AVEC UN LIDAR MULTI-RETOURS

TRAVAIL
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN GÉOGRAPHIE

PAR
MARIE-CLAUDE JUTRAS-PERREAULT

MARS 2012

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Je souhaite tout d'abord remercier mon directeur de recherche, Benoit St-Onge, pour la confiance accordée, le support financier et les opportunités de travail stimulantes offertes ainsi que les encouragements prodigués tout au long de ce projet. Il a vu en moi un potentiel et des ressources que j'ignorais et m'a permis de me surpasser.

Merci à la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet pour le magnifique territoire et les installations auxquels j'ai eu accès, à Power Corporation, à l'Association canadienne des sciences géomatiques, au Centre d'étude de la forêt (CEF) ainsi qu'à la Faculté des sciences humaines pour le financement, à Chris Hopkinson pour l'acquisition des données LiDAR et à Stéphane Daigle, statisticien du CEF, pour ses judicieux conseils.

Je tiens également à remercier mes collègues pour nos discussions stimulantes qui ont permis d'alimenter ma réflexion. Un merci tout spécial à Mathieu pour les nombreuses après-midi à échanger sur des méthodes de traitement de données, sur des portions de code et bien d'autres sujets plus ou moins... et souvent beaucoup moins connexes.

Finalement, je dois un merci tout particulier à ma famille et mes amis, pour leur support inconditionnel, tant moral, logistique que financier. Je souhaite remercier tout spécialement ma mère et Jacques, pour leur patience, leur intérêt et le temps investi dans la révision de mes textes, mon père pour sa disponibilité et ses nombreux déplacements qui ont rendu possible nos rencontres à travers mon horaire bien rempli, ma sœur qui est pour moi d'une valeur inestimable et sur laquelle je peux compter en tout temps, sans oublier Nicolas, Olivier et Stéphanie qui m'ont permis de décrocher et de m'amuser autant.

À toutes ces personnes, mentionnées explicitement ou non, qui ont contribué de près ou de loin à l'achèvement de ce projet, je vous remercie sincèrement.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	v
LISTE DES TABLEAUX.....	vi
LISTE DES ABRÉVIATIONS	vii
LISTE DES SIGLES ET SYMBOLES	ix
RÉSUMÉ	xi
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I	
LA FORÊT BORÉALE QUÉBÉCOISE	5
1.1 Présentation générale.....	5
1.2 Dynamique forestière en milieu boréal	6
1.2.1 Perturbations.....	6
1.2.2 Succession	8
1.2.3 Croissance.....	10
1.3 Sous-étage forestier	10
1.3.1 Description générale.....	10
1.3.2 Fonctions écologiques du sous-étage	11
1.3.3 Caractérisation.....	12
CHAPITRE II	
TÉLÉDÉTECTION EN MILIEU FORESTIER	17
2.1 Approches 2D.....	17
2.1.1 Images optiques	17
2.1.2 Radar.....	18
2.2 Approches 3D.....	20
2.2.1 Photogrammétrie	20
2.2.2 Interférométrie.....	21
CHAPITRE III	
FONCTIONNEMENT DU LIDAR.....	23
3.1 Laser.....	23

3.2	Scanneur	24
3.3	Plateformes	25
3.4	Positionnement	26
3.5	Capteurs	26
CHAPITRE IV		
REVUE DES APPLICATIONS ET MÉTHODES RELATIVES AU LIDAR EN MILIEU		
FORESTIER		
4.1	Pré-traitement des données	31
4.2	Extraction des arbres individuels	32
4.3	Variables structurelles du couvert	34
4.3.1	Hauteur	34
4.3.2	Densité	37
4.3.3	Structure	38
4.3.4	Volume	41
4.4	Variables de Composition	45
4.4.1	Espèces	45
4.4.2	Indice de surface foliaire (LAI)	46
4.5	Attributs du sous-étage	47
4.5.1	Étagement de la canopée	48
4.5.2	Hauteur	50
4.5.3	Densité	51
CHAPITRE V		
QUANTIFYING THE HEIGHT AND DENSITY OF UNDERSTORY TREES AND		
SAPLINGS USING MULTI-RETURN AIRBORN LIDAR		
5.1	Introduction	59
5.2	Study site and materials	63
5.3	Methods	66
5.3.1	LiDAR data preparation and binning	67
5.3.2	Density of subcanopy trees and saplings	69
5.3.3	Heights of subcanopy trees and saplings	69
5.4	Results	70
5.4.1	Density of subcanopy trees and saplings	70
5.4.2	Heights of subcanopy trees and saplings	74
5.5	Discussion and conclusion	77
CONCLUSION		
85		
RÉFÉRENCES		
87		

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1	Aperçu du changement dans l'importance des espèces le long de la chronoséquence par une analyse de régression polynomiale de la surface terrière par rapport au temps depuis le dernier feu.....9
2.1	Interactions primaires des bandes micro-ondes X, C, L et P avec la canopée forestière, ainsi que la réflectance optique du couvert forestier.....19
3.1	LiDAR montrant la juxtaposition des bandes et le patron de balayage (ici en zigzag).....25
3.2	Différence entre le LiDAR à onde complète et le LiDAR à retours discrets dans l'échantillonnage vertical de la canopée forestière.....28
4.1	Simulation des données terrain dans le logiciel ArcScene.....39
5.1	Vertical distribution of the point clouds for three different plots for the canopy cover.....64
5.2	Suppression of isolated returns within a plot.....68
5.3	Poisson distribution of distances between local maxima and the closest neighboring tree.....70
5.4	Comparison of actual tree positions and those of local maxima detected for plot 2.....71
5.5	Effects of the proportion of intermediate trees in the estimation of the density.....73
5.6	Mean height difference between field-measured heights and LiDAR-predicted heights according to visibility and status.....74
5.7	Mean height difference between estimated height of trees and estimated height of local maxima according to visibility and status.....76
5.8	Height underestimation of intermediate trees.....79

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
3.1 Fréquence d'impulsion de certains systèmes LiDAR.....	29
5.1 Specification of the LiDAR data acquisition.....	64
5.2 Characteristics of plots sampled for LiDAR survey.....	65
5.3 ANOVA summary of differences between observed tree density per quarter-plot and those predicted using local maxima method.....	71
5.4 ANCOVA summary of relation between the density of trees per quarter-plot and the density of LiDAR returns per m ³	73
5.5 ANOVA summary of differences between observed tree heights and those predicted using the inflection analysis method on the trees of known positions.....	75
5.6 ANOVA summary of differences between tree of known position heights and those of local maxima using the inflection analysis method.....	76

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AGL	Above ground level
AVIRIS	Airborne visible/infrared imaging spectrometer
CO ₂	Dioxyde de carbone
CPRS	Coupe avec protection de la régénération et des sols
DBH	Diameter at breast height
DGPS	Differential global positioning system
DHP	Diamètre à hauteur de poitrine
DTM	Digital terrain model
ERS	European remote sensing satellite
GPS	Global positioning system
IDW	Inverse distance weighted
INS	Inertial navigation system
InSAR	Interferometric synthetic aperture radar
JERS	Japanese earth resources satellite
LAI	Leaf area index
LDRTF	Lake Duparquet Research and Teaching Forest
LiDAR	Light detection and ranging
LVIS	Laser vegetation imaging sensor
MHC	Modèle de hauteur de canopée
MNT	Modèle numérique de terrain
MNS	Modèle numérique de surface
NDVI	Normalized difference vegetation index
PDOP	Positional dilution of precision
PET	Placette-échantillon temporaire
Pol-InSAR	Polarimetric interferometric synthetic aperture radar
RBF	Radial basis function
RMS	Root mean square error

SAR	Synthetic aperture radar
SCHM	Subcanopy height model
SLICER	Scanning LiDAR imager of canopies by echo recovery
TIN	Triangulated irregular network
T-SAR	Tomographic synthetic aperture radar

LISTE DES SIGLES ET SYMBOLES

Hz	Hertz
kHz	Kilohertz
mrad	Milliradian
nm	Nanomètre
μJ	Microjoule

RÉSUMÉ

Avec le nouveau paradigme d'aménagement forestier, soit l'aménagement écosystémique, la végétation sous couvert revêt une importance grandissante. Le sous-étage forestier joue un rôle prépondérant dans la dynamique forestière en contribuant à la conservation de la diversité biologique, permettant de ce fait le maintien et l'amélioration de la condition, de la productivité et de la résilience des écosystèmes. Suivant ce constat, il devient pertinent de pouvoir évaluer le sous-étage avec précision, mais également de le cartographier. Les outils de télédétection traditionnels, limités à décrire la surface de la canopée forestière, se sont avérés inefficaces pour estimer les paramètres du sous-étage. Le LiDAR, contraction de *Light Detection And Ranging*, est une technologie récente qui a suscité depuis une vingtaine d'années beaucoup d'intérêt au sein des communautés scientifique et professionnelle. Le LiDAR permet de reconstituer, à l'aide de points XYZ, des structures tridimensionnelles comme les formes du terrain, les peuplements forestiers ainsi que les infrastructures humaines. La capacité du signal laser à pénétrer le couvert forestier suggère également un fort potentiel du LiDAR pour estimer des paramètres propres au sous-étage.

Motivé par l'importance grandissante du sous-étage dans la gestion forestière ainsi que la rareté des études portant sur son estimation, l'objectif de cette étude consiste à évaluer le potentiel du LiDAR à retours multiples pour quantifier et caractériser la végétation sous couvert forestier. Plus spécifiquement, les objectifs sont : 1 a) d'estimer la densité d'arbres en sous-étage en appliquant une méthode de détection des maxima locaux à des modèles de hauteur de sous-étage produits à partir de données LiDAR voxélisées, 1 b) d'estimer la densité d'arbres et de gaules en sous-étage en construisant des modèles de régression entre des valeurs estimées des données LiDAR standardisées et non standardisées et la densité observée sur le terrain, et finalement 2) d'estimer la hauteur des arbres et gaules en sous-étage par le biais d'une méthode de détection des inflexions basée sur le décompte des retours LiDAR.

Une couverture LiDAR a été acquise dans le sud de la forêt boréale canadienne à l'aide d'un système Optech ALTM3100 enregistrant jusqu'à 4 retours par tir. Dans six placettes carrées (576 m²), chacune divisées en 16 quadras, les gaules ont été dénombrées et leur hauteur moyenne par quadras estimée. Les arbres en sous-étages (opprimés et intermédiaires) ont tous été positionnés et mesurés avec précision. La densité des arbres opprimés et intermédiaires a été estimée par l'extraction de maxima locaux sur des modèles de hauteur de sous-étage (SCHM) et par la construction de modèles de régression à partir de la densité de retours standardisés et non-standardisés. Pour éliminer les retours isolés, le nuage de points LiDAR a préalablement été filtré suivant une approche par voxels. Un R² de 0,86 et un RMS de 367 arbres par hectare ont été obtenus entre le nombre de maxima locaux extraits et le nombre d'arbres observés en sous-étage. Par ailleurs, pour étudier les arbres sous-couverts, les retours situés à l'intérieur d'un espace 3D défini par les 4 rayons de couronnes mesurées sur le terrain, la position 3D de la base du tronc ainsi que son inclinaison ont été extraits. La hauteur

de ces arbres, la hauteur des maxima locaux, la hauteur moyenne des arbres opprimés et intermédiaires par quart de placette et celle des gaules par quadras ont été estimées à l'aide d'une méthode de détection des inflexions issues de la distribution verticale du nombre de retours. Un filtre de dérivée première a été appliqué sur la distribution des retours classifiés en tranche de 1 m de hauteur, puis les inflexions maximales locales ont été extraites. Pour les 285 arbres, la hauteur de l'inflexion a différé de la mesure terrain par au plus 2 m dans 60 % des cas (70 % pour les maxima locaux). Finalement, avec un biais total de 0,35 m, la hauteur moyenne des gaules par quadras a été prédite avec moins de 2 m d'erreur pour 92 % des quadras. Nous concluons que les retours LiDAR contiennent beaucoup d'information sur le sous-étage, et ce, même sous des canopées fermées. L'amélioration des algorithmes et l'utilisation de données auxiliaires portant notamment sur les espèces du couvert, l'âge et l'origine des peuplements pourraient fort probablement mener à des résultats de grande importance dans la caractérisation de la structure et de la composition internes des peuplements, la diversité des habitats et le choix de traitements sylvicoles optimaux.

INTRODUCTION

L'exploitation de la ressource forestière a été déterminante dans le développement économique du Québec (Drushka, 2003). Intensive au cours du 20^e siècle, elle a entraîné la dégradation importante du milieu forestier, forçant le gouvernement à revoir à quelques reprises son mode de gestion. Suite à la parution du rapport Coulombe en 2004 (Coulombe *et al.*, 2004), force a été d'admettre que la gestion forestière, telle que pratiquée au Québec jusqu'à tout récemment, n'a pas été réalisée dans une optique de protection de la diversité et de l'intégrité des écosystèmes. La productivité de la forêt, longtemps perçue comme sa capacité à produire, dans un laps de temps relativement court, des individus d'essence et de taille commercialisables, a souvent motivé un recours excessif à des méthodes d'aménagement du territoire forestier telles la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) et la sylviculture intensive. Les conséquences reliées à des pratiques mal équilibrées de gestion forestière sont nombreuses, entraînant notamment la réduction de la diversité des espèces végétales et animales ainsi que la simplification de la structure verticale et horizontale des peuplements (Jetté *et al.*, 2008). Elles provoquent également la perte de productivité des écosystèmes ainsi que la diminution de leur résistance et de leur résilience face aux perturbations (Jetté *et al.*, 2008).

La prise de conscience de l'importance de la diversité en espèces ainsi que la diversité structurelle pour l'exploitation forestière a mené à l'adoption d'un nouveau paradigme axé sur l'aménagement écosystémique. Cette approche vise à maintenir des écosystèmes sains et résilients en misant sur une diminution des écarts entre les paysages naturels et aménagés, afin d'assurer à long terme le maintien des multiples fonctions de l'écosystème, et par conséquent, de conserver les bénéfices sociaux et économiques retirés (Jetté *et al.*, 2008, p.27). Dans ce contexte, la préservation de l'intégrité écologique, c'est-à-dire le maintien en totalité de la présence de tous les éléments d'un système et des processus sous-jacents, et ce, aux taux appropriés au maintien du système dans son ensemble (Angermeier et Karr, 1994), prend maintenant une place prépondérante dans la gestion forestière. Une bonne connaissance

du sous-étage devient primordiale afin de mieux planifier les traitements sylvicoles en fonction de l'état réel de la forêt et de son état futur.

Suivant ce constat, il devient nécessaire de pouvoir caractériser le sous-étage avec précision, ainsi que de le cartographier. Les outils de télédétection traditionnels ont apporté à l'inventaire forestier la vitesse et la fréquence d'acquisition d'information ainsi que la précision des données, entraînant une cartographie de plus en plus précise (McRoberts et Tomppo, 2007). Ils permettent de cartographier les essences dominantes de même que certains attributs identifiables à l'échelle du peuplement, notamment la hauteur et la densité, et d'en dériver d'autres tel le volume forestier. Étant toutefois limités à décrire la surface de la canopée forestière, ils se sont avérés inefficaces pour estimer les paramètres du sous-étage. Une technologie récente a suscité depuis une vingtaine d'années beaucoup d'intérêt au sein des communautés scientifique et professionnelle. Le LiDAR, contraction de *Light Detection And Ranging*, permet de reconstituer, à l'aide de points XYZ, des structures tridimensionnelles comme les formes du terrain, les peuplements forestiers ainsi que les infrastructures humaines. La capacité du signal laser à pénétrer le couvert forestier suggère un fort potentiel du LiDAR pour caractériser des paramètres propres au sous-étage.

Ce projet de recherche a donc été motivé par l'importance grandissante du sous-étage dans l'aménagement forestier ainsi que la rareté des études portant sur son estimation. Le but principal est par conséquent d'évaluer le potentiel du LiDAR à retours multiples pour quantifier et caractériser la végétation sous couvert forestier. Plus spécifiquement, les objectifs sont les suivants :

- 1- a) Estimer la densité d'arbres en sous-étage en appliquant une méthode de détection des maxima locaux à des modèles de hauteur de sous-étage produits à partir de données LiDAR voxélisées.
- 1- b) Estimer la densité d'arbres et de gaules en sous-étage en construisant des modèles de régression entre des valeurs estimées des données LiDAR standardisées et non standardisées et la densité observée sur le terrain.

- 2- Estimer la hauteur des arbres et gaules en sous-étage par le biais d'une méthode de détection des inflexions basée sur le décompte des retours LiDAR.

Ce mémoire est divisé en cinq chapitres. Le premier est une introduction à la dynamique forestière en milieu boréal québécois. Les concepts de perturbation, succession, croissance et sous-étage y sont abordés. Le second chapitre est un survol de l'apport des différents outils de télédétection au milieu forestier, ainsi que de leurs limites dans la détection du sous-étage. Le troisième explique le fonctionnement du LiDAR, alors que le quatrième chapitre recense la littérature concernant les études portant sur le LiDAR en foresterie. Enfin, le dernier chapitre introduit l'article scientifique soumis au *Canadian Journal of Forest Research* issu de l'étude de l'estimation de la densité et de la hauteur des arbres en sous-étage à l'aide d'un LiDAR multi-retours. On y retrouve la présentation du site d'étude, l'acquisition des données terrain et LiDAR, la méthodologie suivie, ainsi que les résultats et la discussion.

CHAPITRE I

LA FORÊT BORÉALE QUÉBÉCOISE

1.1 PRÉSENTATION GÉNÉRALE

La forêt boréale, avec sa répartition mondiale circumhémisphérique, couvre environ 50 millions de kilomètres carrés, soit 33 % de la surface terrestre. Au Québec, elle s'étend du 48° au 58° parallèle sur 1 068 400 km² et compte pour près de 71 % du territoire. On y retrouve des forêts mixtes, conifériennes ou feuillues, soumises à un régime de perturbation dominé principalement par les feux et les épidémies d'insectes. Elle se divise en cinq domaines bioclimatiques, du sud vers le nord : sapinière à bouleau jaune, sapinière à bouleau blanc, pessière noire à mousses, pessière noire à lichens et toundra forestière (Saucier *et al.*, 2009).

Le sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest, compris entre les 48° et 49° degrés de latitude nord, s'étend sur 82 990 km², soit 5,5 % du territoire québécois. La température moyenne annuelle est de -1,5 à 1,5° C. La région bénéficie de 125 à 140 jours de croissance et reçoit de 900 à 1 000 mm de précipitations. Le sous-domaine de l'ouest se distingue de la partie est par un climat continental plus sec et un relief doux. Les feux de forêt y sont relativement fréquents. Le paysage est dominé par des peuplements équiens de début et de milieu de succession. Il y a une abondance des peuplements de lumière telles les tremblaies, les bétulaies, les tremblaies à bouleau blanc, les pinèdes et les pessières. Les espèces d'arbres les plus abondantes dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc sont le sapin baumier (*Abies balsamea* L. [Mill.]), le bouleau blanc (*Betula papyrifera* [Marsh.]), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* [Michx.]), l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] B.S.P.), l'épinette blanche (*Picea glauca* [Moench] Voss.) et le pin gris (*Pinus banksiana* [Lamb.]). Certaines espèces telles le frêne noir (*Fraxinus nigra* [Marsch.]), le pin rouge (*Pinus resinosa* [Ait.]), le pin blanc (*Pinus strobus* L.), l'orme d'Amérique (*Ulmus*

americana L.), l'érable rouge (*Acer rubrum*), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* [Britton]), le thuya occidental (*Thuja occidentalis* [Holmstrup]) et le mélèze rouge (*Larix laricina*) y atteignent leur limite nordique de répartition.

1.2 DYNAMIQUE FORESTIÈRE EN MILIEU BORÉAL

1.2.1 Perturbations

La forêt boréale est soumise à un régime de perturbations de natures diverses. Elles surviennent à différentes échelles, peuvent affecter tous les niveaux de l'organisation biologique et jouent un rôle important dans la structure des populations, des communautés et des écosystèmes (White, 1979 ; Pickett *et al.*, 1989). Ces dernières présentent trois différentes dimensions : spatiale, temporelle ainsi que la magnitude. La dimension spatiale porte sur l'étendue de la perturbation et sa localisation; la dimension temporelle touche à la fréquence et la prédictibilité alors que la magnitude décrit la force de l'événement par la sévérité de l'impact sur la végétation (Glenn-Lewin et van der Maarel, 1992). Pour faire face aux perturbations, une population initie une série de transformations physiologiques, comportementales, écologiques et génétiques lui permettant d'affronter des changements environnementaux subséquents. Par conséquent, un système ayant évolué dans un environnement homogène dans le temps et l'espace n'aura connu que de faibles fluctuations et présentera donc une faible résilience, c'est-à-dire une faible capacité à se réorganiser par lui-même à la suite d'une perturbation (Holling, 1973). Le domaine de la sapinière à bouleau blanc est soumis principalement à un régime de perturbations par le feu et les épidémies d'insectes (Bergeron *et al.*, 2002), mais également par les chablis, et depuis les années 1930, par l'exploitation forestière et l'agriculture.

1.2.1.1 Le feu

Le feu est le facteur naturel ayant le rôle le plus important dans la dynamique forestière de la forêt boréale canadienne (Johnson, 1992). Les conditions climatiques, régies principalement par les mouvements des masses d'air continentales, ont un impact sur la fréquence des feux (Flannigan *et al.*, 1998 ; Bergeron *et al.*, 2001 ; Bergeron *et al.*, 2002). Un climat chaud et

humide favorise des intervalles relativement longs entre ces derniers, alors qu'un climat froid et sec, caractérisant le sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest, est associé à un cycle de feux plus court. La récurrence des feux ainsi que la faible superficie couverte par ces derniers contribuent à une mosaïque forestière dominée par les essences de feuillus de lumière ou des essences résineuses pionnières (Flannigan *et al.*, 1998). Un cycle de feux relativement long, tel que retrouvé dans le sous-domaine de l'est, se traduit par une fréquence plus faible de feux, mais couvrant des zones beaucoup plus importantes. Le développement de sapinières et de pessières de structures irrégulières y est favorisé (Flannigan *et al.*, 1998).

1.2.1.2 Les épidémies d'insectes

Les épidémies d'insectes sont, après les feux, le deuxième type de perturbation en importance dans le sud de la forêt boréale (Bergeron *et al.*, 2002). La tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*), l'insecte défoliateur prédominant, ainsi que la livrée des forêts (*Malacosoma disstria*) et la tenthrède du mélèze (*Pristiphora erichsonii*) ont un impact sur la composition du paysage forestier (Bergeron *et al.*, 2002). La tordeuse, en s'attaquant principalement au sapin et à l'épinette, ouvre le couvert, stimulant la régénération des espèces présentes en sous-étage tels le sapin et le bouleau blanc. L'abondance de sapins dans un peuplement de milieu ou de fin de succession vulnérabilise ainsi ce dernier à la déprédation par la tordeuse. La sévérité des épidémies entraîne une mortalité partielle ou totale d'un peuplement, déterminant l'évolution vers une structure équiennne ou inéquiennne.

1.2.1.3 Les chablis

Bien que n'étant pas dominants dans le régime de perturbation associée à la forêt boréale, les chablis ont tout de même un impact dans la composition et la structure du paysage. Ils créent des trouées, qui même de tailles assez petites, libèrent des ressources permettant le développement d'individus sous couvert ou encore l'établissement de semis. Les chablis surviennent principalement lors de tempêtes automnales, alors que le sol est détrempé suite à de fortes précipitations. La résistance des racines est ainsi réduite et les arbres sont donc vulnérables aux fortes bourrasques de vent (Saucier *et al.*, 2009).

1.2.1.4 Les perturbations anthropiques

Avant le début du 20^e siècle, le domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest n'a été que faiblement occupé. Son éloignement des grands centres urbains et sa difficulté d'accès en ont limité le développement. Après la mise en place du réseau ferroviaire et d'un réseau routier rudimentaire, l'exploitation forestière et l'agriculture se sont développées rapidement. La sapinière à bouleau blanc a été l'une des principales sources de fibres pour l'industrie des pâtes et papier au cours de la première moitié du 20^e siècle (De Grandpré *et al.*, 1996). Cette exploitation intensive a induit de profonds changements dans la composition et la structure forestière par la fragmentation de l'habitat forestier, la simplification de la structure forestière (Hansen *et al.*, 1991), la diminution du nombre et de la taille des peuplements matures et surannés, et conséquemment, en entraînant un rajeunissement de la matrice forestière.

1.2.2 Succession

La succession réfère aux changements observés dans une communauté écologique suivant une perturbation qui a ouvert un espace relativement important (Connell et Slatyer, 1977). Il s'agit donc d'un processus continu de colonisation et d'extinction de populations d'espèces pour un site donné (Bazzaz, 1979).

En forêt boréale, les premières espèces à s'installer sont dites pionnières et intolérantes à l'ombre, qu'on nomme espèces de début de succession. S'accroissant en nombre pour atteindre un pic après quelques années (Rydgren, Økland et Hestmark, 2004), elles forment la première cohorte qui est caractérisée par des peuplements équiens de structure simple. Les espèces tolérantes à l'ombre, ou de fin de succession, s'implantent par la suite de façon plus importante pour former la deuxième cohorte, soit des peuplements inéquiens de structure irrégulière, et souvent de composition mixte (Gauthier *et al.*, 2008). Finalement, le stade de troisième cohorte est atteint lorsqu'il ne reste plus d'individus issus de la première cohorte. On y retrouve alors des peuplements surannés de structures verticale et horizontale complexes composés d'une grande diversité d'espèces, dont le *Thuja occidentalis*, ainsi que d'une importante quantité d'arbres morts (Gauthier *et al.*, 2008). La figure 1.1 représente le taux d'implantation et le déclin de différentes espèces boréales. Chaque stade successional

peut être expliqué par la disparition successive des espèces de début de succession (Bergeron et Dubuc, 1989). Le taux successional décroît avec le temps, conséquence de la diminution de la disponibilité des microsites favorables à l'implantation et au développement des plantules, ainsi que l'intensification des interactions interspécifiques (Bazzaz, 1979 ; Lepš, 1987 ; Foster et Tilman, 2000).

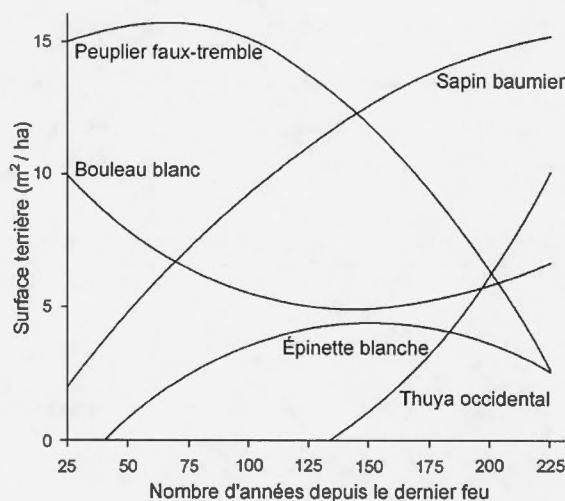


Figure 1.1 Aperçu du changement dans l'importance des espèces le long de la chronoséquence par une analyse de régression polynomiale de la surface terrière par rapport au temps écoulé depuis le dernier feu. (Modifié de Bergeron et al. (2002)).

La succession est fortement influencée par des facteurs qui ont précédé la perturbation, telles les conditions environnementales, la composition en espèces du sous-étage et la banque de propagules ou de graines dans le sol (Dyrness, 1973 ; Halpern, 1988 ; Rydgren, Økland et Hestmark, 2004). D'autres facteurs, comme la sévérité d'une perturbation, ainsi que la superficie des territoires perturbés ont aussi un impact important sur la dynamique forestière (Schimmel et Granström, 1996 ; Jonsson et Esseen, 1998 ; Rydgren, Økland et Hestmark, 2004). L'intensité d'un feu, par l'épaisseur de la couche organique qu'il brûle, influence l'abondance de graines viables présentes dans le sol après la perturbation, mais aussi la quantité et la qualité des lits de germination (De Grandpré *et al.*, 1996). Bergeron et Dubuc (1989) mentionnent toutefois que la première colonisation, bien que pouvant provenir d'un

événement très ancien, peut avoir un impact plus important dans la succession que le comportement du feu.

En forêt boréale, la composition forestière actuelle est fortement similaire à celle qui a précédé la perturbation puisque plusieurs espèces se régénèrent végétativement après un feu (bouleau blanc et peuplier faux-tremble), ou emmagasinent des banques de graines dans des cônes sérotineux (pin gris) ou semi-sérotineux (épinette noire) (Rowe, 1983). Dans ce contexte boréal où les perturbations sont récurrentes, la forêt n'a pas suffisamment de temps pour se développer et rarement un état stable est rejoint (Heinselman, 1981; in Bergeron et Dubuc, 1989).

1.2.3 Croissance

Le type de sol influence directement le taux de croissance des espèces végétales. Bien que certaines croissent plus facilement que d'autres sur des sols pauvres, elles ont toutes un taux de croissance supérieur sur des sols productifs (Oliver et Larson, 1996). Par contre, compte tenu de la compétition interspécifique, les espèces tendent à croître aux endroits où elles sont plus compétitives, et non où leur taux de croissance est le plus élevé (Oliver et Larson, 1996). Contrairement aux relations existantes entre la hauteur des arbres dominants et leur âge, la taille des individus en sous-étage est faiblement reliée à leur âge (McCarthy et Weetman, 2006). Ainsi, les individus sous couvert ne sont pas nécessairement plus jeunes que les arbres dominants. Ils peuvent avoir été supplantés par des individus dominants et ont à l'heure actuelle un taux de croissance très lent (Oliver et Larson, 1996).

1.3 SOUS-ETAGE FORESTIER

1.3.1 Description générale

Le sous-étage est dominé par les arbustes et les herbes, mais compte également de la régénération, c'est-à-dire des individus à un stade juvénile susceptibles de remplacer le couvert dominant. Selon DeGrandpré *et al.* (2003), la composition du sous-étage dépend de

plusieurs facteurs tels les réponses individuelles des espèces au climat régional, les conditions locales du site, la composition du couvert de la canopée, les perturbations antérieures et les traitements sylvicoles effectués. La densité du couvert (Kerns et Ohmann, 2004 ; Bartemucci, Messier et Canham, 2006) ainsi que la topographie (Gracia *et al.*, 2007) jouent également un rôle dans la présence d'arbustes. Des recherches antérieures ont dénoté que les canopées ouvertes tendent à supporter plus d'arbustes que les canopées fermées (Klinka *et al.*, 1996 ; Bartemucci, Messier et Canham, 2006). De plus, la composition du sous-étage est fortement reliée à un gradient latitudinal. Alors que la dominance des éricacées et du lichen augmente avec la latitude, la richesse totale du sous-étage diminue. L'augmentation de la richesse est également associée à la présence de peuplements mixtes et décidus. Selon Carleton et Maycock (1981; in De Grandpré *et al.*, 2003), 75 % des espèces en sous-étage ne montrent pas de spécificité pour une classe particulière de canopée. Par ailleurs, puisque la majorité des espèces ont développé des stratégies de reproduction leur permettant de se maintenir dans le paysage malgré la perturbation du feu, la récurrence de ces derniers a plus d'impact sur la distribution des espèces du sous-étage que le type de couvert (De Grandpré *et al.*, 2003).

1.3.2 Fonctions écologiques du sous-étage

Bien qu'elle ne compte que 22 espèces d'arbres, la forêt boréale québécoise est caractérisée par un sous-étage dominant composé de plantes herbacées, de mousses et d'arbustes (De Grandpré *et al.*, 2003). Dans ce contexte, le sous-étage forestier revêt un intérêt particulier pour la conservation de la diversité biologique de la forêt boréale, et de ce fait au maintien de sa résilience. Par son incidence sur la croissance et le taux de survie des différentes espèces arboricoles, le sous-étage agit comme un filtre écologique, influençant à long terme la structure et la composition de la canopée, et par extension la dynamique forestière (George et Bazzaz, 2003). Plus concrètement, il a été démontré que l'implantation d'arbustes éricacées envahissants (e.g. *Kalmia angustifolia*, *Rhododendron groenlandicum*, *Vaccinium spp.*) peut être un frein à la régénération de l'épinette noire en forêt boréale (van Lier *et al.*, 2009). Le sous-étage joue de plus un rôle compétitif dans l'utilisation des ressources en eau et en nutriments (McCune, 1986; Riegel *et al.*, 1992; in Wedler *et al.*, 1996). Wedler *et al.* (1996)

ont d'ailleurs observé une contribution de 13 % du sous-étage à l'évapotranspiration totale d'un peuplement dans une plantation de pin sylvestre en Allemagne.

En second lieu, le sous-étage forestier permet le maintien et l'amélioration de la condition et de la productivité des écosystèmes par son influence importante sur le cycle des nutriments. En début de succession, plusieurs espèces pionnières d'herbes et d'arbustes jouent un rôle important dans la fixation des nutriments libérés après une perturbation (Marks et Bormann, 1972; in De Grandpré *et al.*, 2003). Au fur et à mesure que ces espèces pionnières meurent et se transforment en litière, les nutriments tendent à être séquestrés dans le sol forestier (Muller, 2003).

Compte tenu de son importance dans la biomasse forestière, le sous-étage a également un impact important dans le cycle du carbone (Wedler *et al.*, 1996). Différentes stratégies ont en effet été développées par les espèces sous couvert afin de capter la lumière, notamment par l'élargissement de leur surface foliaire. Cette caractéristique morphologique accroît le phénomène de respiration, d'évapotranspiration, et donc de fixation de CO₂ (Wedler *et al.*, 1996). Neufeld et Young (2003) ont observé une contribution de 7 % de la strate herbacée dans le gain total net de carbone en forêt tempérée.

1.3.3 Caractérisation

La hauteur, la densité (nombre d'arbres/hectare) ainsi que les essences présentes sont les paramètres directs définissant le sous-étage. La hauteur peut être évaluée à l'arbre près, à l'échelle de la placette ou du peuplement, ou par la moyenne de la hauteur pondérée par la surface terrière (moyenne de hauteur de Lorey). La détermination de l'appartenance des arbres au sous-étage reste arbitraire et peut être basée sur la hauteur ou le statut. Une classification basée sur la hauteur peut toutefois rendre difficilement comparables les résultats provenant de placettes ayant des profils de hauteur très différents. Comme le sous-étage est composé d'arbres, d'arbustes, ainsi que d'herbes, fougères, mousses, etc., on y trouve une plus grande variété d'essences. On ne cherchera donc pas à isoler chacune des espèces, mais plutôt à les classer par type, soit résineux et feuillus. Les paramètres indirects

tels la stratification et la visibilité à travers le couvert contribuent à une meilleure étude du sous-étage. La stratification correspond à l'étagement de la canopée. Certains profils de hauteur de canopée peuvent présenter des strates de végétations clairement définies composées d'espèces semblables. Dans d'autres cas, un profil de hauteur plus complexe ne permettra pas d'isoler des strates individuelles. La visibilité du sous-étage à travers la canopée est pour sa part obtenue en quantifiant le taux d'ouverture du couvert et en attribuant une cote de visibilité aux individus en sous-étage en fonction de leur visibilité à travers la canopée.

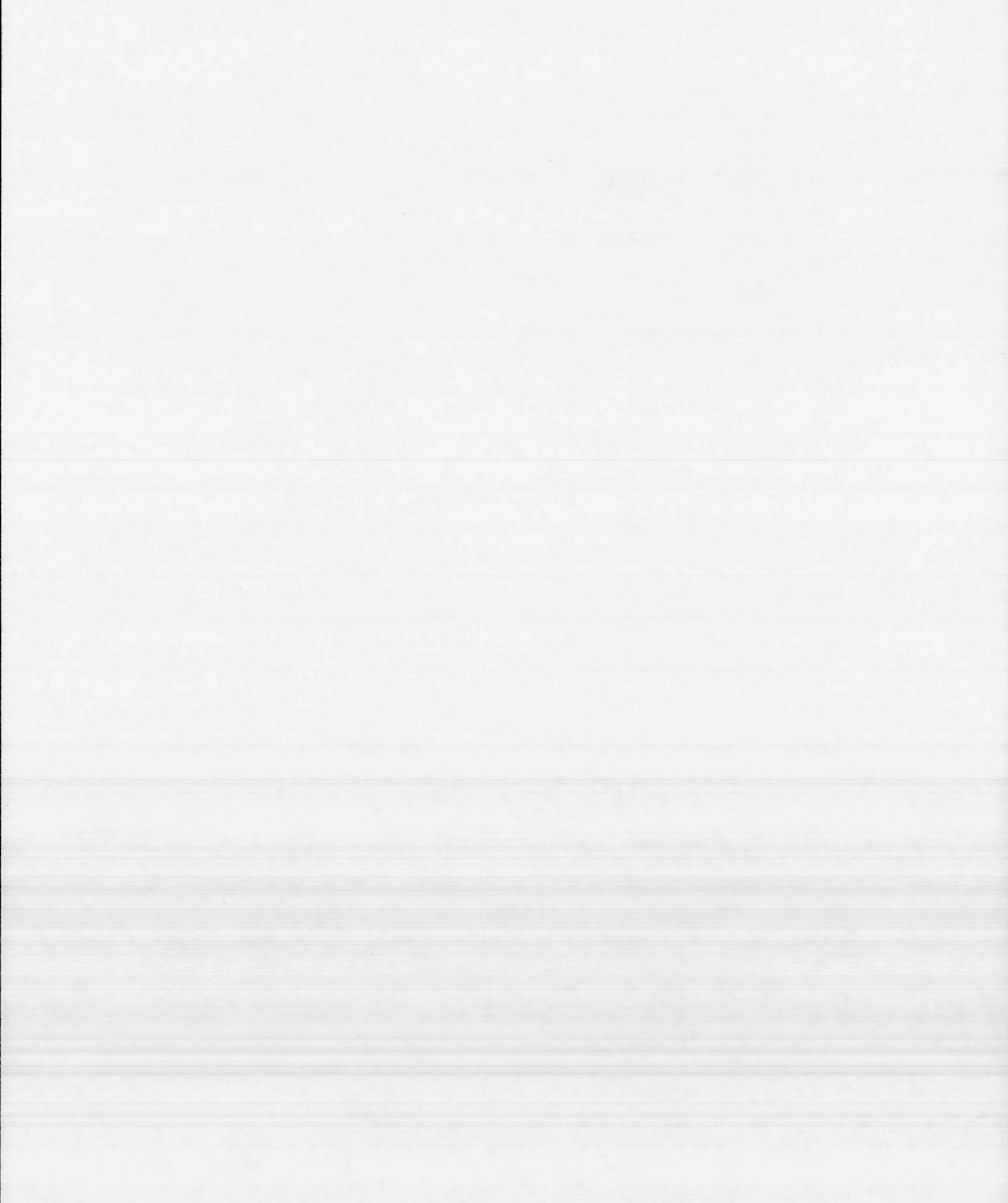
La version provisoire des normes d'échantillonnage de placettes temporaires soumise par le Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune (2007) est un outil de référence complet pour l'inventaire forestier. Par l'échantillonnage de placettes-échantillons temporaires (PET), il est possible de connaître les attributs physiques, dendrométriques et écologiques des peuplements afin d'en modéliser l'évolution. Les PET sont des unités d'échantillonnage de formes circulaires et de superficie déterminée. Selon les normes en vigueur pour des peuplements d'une hauteur égale ou supérieure à 7 m, la PET contient trois placettes circulaires imbriquées ayant le même point central de rayons respectifs de 3,57 m (40 m^2), 11,28 m (400 m^2) et 14,10 m (625 m^2). Tous les arbres d'un diamètre à hauteur de poitrine (DHP, mesuré à 1,30 m du niveau le plus haut du sol) supérieur à 31 cm doivent être échantillonnés dans la plus grande placette. Les arbres d'un DHP supérieur à 9 cm sont dénombrés dans la placette intermédiaire et la plus petite placette fait l'objet d'un dénombrement des gaules d'essences commerciales ayant un DHP de 1 cm à 9 cm inclusivement.

Dans chacune des PET, trois études d'arbres sont effectuées afin de relever les données suivantes : la hauteur de l'arbre, la hauteur de la première branche vivante, l'essence, la classe de défoliation, l'étage, l'ensoleillement, le type de couverts, l'épaisseur de l'écorce au point d'extraction de la carotte, la hauteur du bois d'œuvre et l'âge. La hauteur totale de l'arbre correspond à la distance verticale (mesurée à angle droit) entre le niveau le plus haut du sol et l'extrémité de la plus haute branche ou brindille, vivante ou morte. Elle peut être mesurée à l'aide d'un clinomètre, d'un hypsomètre, d'un vertex ou d'une barre télescopique.

Pour obtenir une mesure exacte avec le vertex, il est important que la distance séparant l'arbre et l'observateur soit au moins égale à la hauteur de l'arbre, et que l'appareil ait fait l'objet d'un calibrage au préalable. En forêt boréale mixte, où le sous-étage est dense, les conditions idéales pour prendre des mesures de hauteur sont rarement réunies et les erreurs de calcul peuvent atteindre plusieurs mètres. En ce qui a trait à la défoliation, elle correspond à une perte plus ou moins importante et inhabituelle de feuillage ou d'aiguilles et est évaluée en pourcentage. Pour ce qui est de l'étage auquel appartient un arbre, il s'évalue selon la place occupée par la cime de ce dernier par rapport à la cime des autres arbres du peuplement. La hauteur des arbres dominants dépasse l'espace occupé par les arbres codominants et leur cime s'étend au-delà du niveau général du couvert principal. Ils sont généralement peu nombreux. Les arbres codominants occupent l'espace où se situe généralement la majorité des hauteurs, soit au $\frac{2}{3}$ de la hauteur des arbres dominants. Leurs cimes contribuent à former le niveau général du couvert du peuplement. Les arbres intermédiaires occupent l'espace médian du couvert, entre la $\frac{1}{2}$ et les $\frac{2}{3}$ de la hauteur des arbres dominants. Leur cime s'étend dans la partie inférieure du couvert. Les arbres opprimés occupent l'espace sous-jacent du couvert, inférieur à la $\frac{1}{2}$ de la hauteur des arbres dominants. Leur cime est entièrement en dessous du niveau général du couvert. Dans un peuplement étagé, les arbres intermédiaires et opprimés font partie du sous-étage. En ce qui concerne l'ensoleillement, il correspond à l'évaluation de la quantité de lumière directe du soleil reçue par la cime de l'arbre par rapport aux autres arbres du peuplement. Il varie de très ensoleillée à non ensoleillée. Finalement, le type de couvert est qualifié de feuillu, résineux ou mixte selon sa composition en espèces.

Le positionnement des PET s'effectue à l'aide d'un système de positionnement tridimensionnel par satellite. Des points sont acquis à des endroits à découvert pendant 5 minutes, et font ensuite l'objet d'une correction des différences de phase en laboratoire. Lors de l'acquisition, le PDOP (*Positional Dilution of Precision*) doit être inférieur ou égal à 6. La précision visée est de plus ou moins 10 m au niveau planimétrique et de plus ou moins 20 m en altitude. Des cheminements effectués à l'aide d'un GPS en mode navigation permettent ensuite de relier les points acquis aux PET à proximité afin de leur attribuer des coordonnées absolues.

Les normes proposées par le guide sont insuffisantes pour caractériser de façon précise et continue le sous-étage. Tout d'abord, la flexibilité des précisions planimétrique et altimétrique attendues peut entraîner des erreurs importantes de positionnement, empêchant l'appariement d'images ou de données de divers types avec le terrain. Par ailleurs, comme seuls trois arbres par placettes sont positionnés et font l'objet d'un échantillonnage dendrométrique complet, la position exacte et les attributs des autres arbres présents dans la placette sont inconnus. De plus, l'implantation de placettes circulaires rend l'étude par quadras impossible, ou du moins non comparable. La cartographie du sous-étage par des méthodes de terrain est bien entendue impossible, compte tenu de la sporadicité des placettes échantillonnées.



CHAPITRE II

TÉLÉDÉTECTION EN MILIEU FORESTIER

2.1 APPROCHES 2D

2.1.1 Images optiques

Les photographies aériennes et les images satellitaires multi- et hyper-spectrales sont produites par des capteurs passifs qui utilisent l'énergie solaire afin de détecter les cibles visées. En plus d'être sensible à la portion visible du spectre, ces systèmes détectent la plupart du temps l'infrarouge et quelquefois l'ultra-violet et le thermique. Les longueurs d'onde du spectre optique sont déterminantes dans la détection de la végétation. Les plantes ont en effet développé des mécanismes d'absorption de ces longueurs d'onde pour alimenter la photosynthèse ainsi que des mécanismes de réflexion afin de conserver la température interne à un niveau viable (Gates et Tantraporn, 1952). Plusieurs surfaces minérales, ainsi que l'eau et la chlorophylle présentent également des pics d'absorption importants dans les portions visible et infrarouge du spectre électromagnétique. Les images optiques sont toutefois sensibles aux aérosols dans l'atmosphère, à l'élévation du soleil (Kimes, Sellers et Diner, 1987 ; Guyot, Guyon et Riom, 1989) ainsi qu'à la couverture nuageuse (Guyot, Guyon et Riom, 1989). Dans des régions comme la forêt tropicale humide, comportant une couverture nuageuse quasi permanente, il est difficile d'acquérir des images de qualité à une résolution temporelle acceptable (Asner, 2001). Un autre problème rencontré avec les images optiques est l'incidence du sous-étage sur la signature spectrale du couvert. En effet, la perméabilité du couvert forestier entraîne la mixité des pixels de forêt avec le sol sous-jacent et l'ombre des arbres, réduisant par le fait même la précision des classifications (Li et Strahler, 1992 ; Miller *et al.*, 1997 ; Treitz et Howarth, 1999 ; Boschetti *et al.*, 2003 ; Peltoniemi *et al.*, 2005).

Malgré ces lacunes, les images optiques ont permis d'effectuer plusieurs études en foresterie en détectant à un stade précoce des épidémies d'insectes et des maladies au sein des peuplements forestiers (Chaerle et van der Straeten, 2000 ; Lawrence, 2003) et en y évaluant le niveau de défoliation (Lévesque et King, 2003). Elles ont également été utilisées pour estimer la taille des arbres et leur densité au sein d'un peuplement (Cohen et Spies, 1992 ; Wu et Strahler, 1994), pour dériver des indices de complexité structurelle (Cohen et Spies, 1992) ainsi que pour estimer l'indice foliaire, ou le LAI (*Leaf Area Index*) (Eklundh, Harrie et Kuusk, 2001). Elles ont de plus permis d'évaluer la structure de la canopée (Lévesque et King, 2003) ainsi que la biomasse forestière (Muukkonen et Heiskanen, 2005 ; Labrecque *et al.*, 2006). Plus récemment, des images hyperspectrales ont été employées dans l'étude d'attributs forestiers. Lee *et al.* (2004) ont conclu que les images hyperspectrales, par le nombre de bandes qu'elles fournissent, sont plus avantageuses pour estimer le LAI que les images multispectrales. Des images hyperspectrales ont également été utilisées par Martin *et al.* (1998) pour effectuer la classification d'espèces. Ils ont obtenu une précision de classification de 75 %. La faible superficie couverte par ces images à hautes résolutions spatiale et spectrale pose toutefois une limite importante. Comme plusieurs images doivent être acquises pour effectuer des études sur de larges territoires, la standardisation de ces dernières, pour des fins d'analyse, devient laborieuse. Le couvert étant la variable la plus importante dans la détermination de la réflectance de la canopée, et ce, même avec un sous-étage variable (Spanner *et al.*, 1990), l'étude du sous-étage au moyen d'images optiques reste difficile. Spanner *et al.* (1990) ainsi que Law et Waring (1994) ont tout de même tenté d'estimer la contribution du sous-étage dans l'estimation du LAI.

2.1.2 Radar

Le radar, contraction de **Radio Detection And Ranging** (détection et télémétrie par onde radio), est un capteur actif qui émet une impulsion électromagnétique d'une longueur d'onde variant de 1 à 150 cm, permettant au signal de pénétrer le couvert forestier. Le signal rétrodiffusé, influencé par la géométrie des objets visés ainsi que leur composition, est enregistré par le biais d'une antenne. La résolution spatiale grossière du radar peut être raffinée par le biais d'une technique d'ouverture synthétique (SAR : *Synthetic Aperture*

Radar). Cette dernière consiste à enregistrer la phase et la magnitude de l'onde, puis à produire une image à haute résolution en simulant une antenne extrêmement longue. Comme la plupart des systèmes radars imageurs opèrent dans une bande de longueurs d'onde spécifiques, le choix de cette bande se dessine en fonction des éléments structuraux de la végétation à estimer (Waring *et al.*, 1995) (figure 2.1). Les bandes X (~3 cm) et C (~5,6 cm), situées dans les petites longueurs d'onde, sont sensibles au feuillage et aux petites branches. La bande L (~25 cm), de longueurs d'onde intermédiaires, fournit de l'information sur les troncs et les branches de plus grand volume, alors que les longueurs d'onde plus importantes de la bande P (~65 cm) pénètrent la végétation, procurant de l'information sur les troncs d'arbres plus imposants ainsi que sur la surface du sol. Certains radars transmettent et reçoivent des impulsions à différentes polarisations, ce qui accroît l'information contenue dans l'image rétrodiffusée. La polarisation est le résultat d'un champ électrique associé au signal micro-onde qui est perpendiculaire à la direction de sa propagation. Elle accroît la capacité des capteurs SAR à mesurer la rugosité, la texture et la structure des surfaces. Un avantage important du radar est qu'il n'est pas dépendant des conditions nuageuses et d'ensoleillement, mais il est en contrepartie très sensible à la présence d'eau, à l'état liquide ou solide.

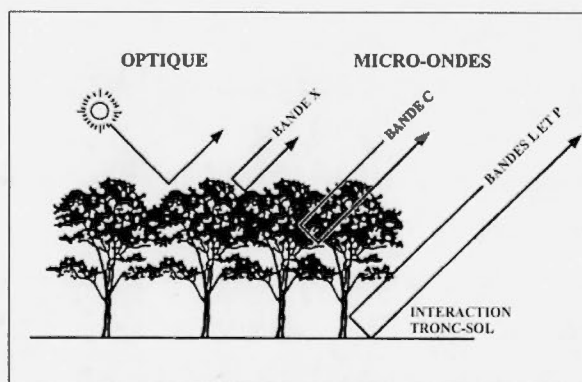


Figure 2.1 Interactions primaires des bandes micro-ondes X, C, L et P avec la canopée forestière, ainsi que la réflectance optique du couvert forestier (Waring *et al.*, 1995).

Des études comme celle de Wu et Strahler (1994) ont mis en évidence la difficulté des capteurs optiques à estimer différents attributs forestiers dans des conditions de canopée dense. Parce que les micro-ondes pénètrent le couvert forestier, le radar est plus prometteur pour estimer la biomasse ligneuse sur pied que les systèmes optiques (Waring *et al.*, 1995). Harrell *et al.* (1995) ont démontré que les bandes radar L ou P peuvent estimer plusieurs attributs structuraux telles la hauteur et la densité ainsi qu'évaluer la biomasse forestière à différents stades successionnels pour des peuplements clairsemés en forêt boréale. Ils ont toutefois souligné l'impact négatif de l'humidité contenu dans le sol sur la précision de ces estimations. Les détecteurs SAR ont également l'avantage de pouvoir distinguer les changements saisonniers dans le feuillage de la canopée, même avec un couvert nuageux persistant (Waring *et al.*, 1995 ; Askne *et al.*, 2003). Une couverture radar multi-bandes avec des combinaisons de polarisation présente un grand potentiel pour cartographier les différents types de forêts, incluant les feuillus décidus et plusieurs espèces de conifères (Rignot *et al.*, 1994). Toutefois, la topographie, la pente, l'angle de vue ainsi que l'aspect et l'orientation des objets visés sont des facteurs qui affectent la qualité radiométrique des images SAR (Hinse, Gwyn et Bonn, 1988).

2.2 APPROCHES 3D

2.2.1 Photogrammétrie

La photogrammétrie utilise des images 2D (photographies, images radars, etc.) afin de définir la forme et la position d'objets (Kraus et Waldhäusl, 1998). Comme les propriétés géométriques des images ne permettent pas à elles seules de connaître ces informations, il est nécessaire de passer par une étape de triangulation. En utilisant la parallaxe obtenue d'un couple stéréoscopique, c'est-à-dire de deux images représentant la même scène d'un point de vue différent, il est possible de calculer la différence d'altitude entre l'apex et la base des arbres. La précision des hauteurs obtenues dépend d'un certain nombre de facteurs, notamment de la résolution des photographies aériennes et de la qualité de la photo-interprétation. Le principal obstacle rencontré est toutefois d'estimer de façon précise l'altitude du sol. En effet, dans des canopées forestières fermées, où le sol est rarement visible

à proximité des arbres étudiés, une variation topographique importante entre ces derniers et le sol à nu peut se traduire par une erreur de plusieurs mètres dans l'estimation de la hauteur.

2.2.2 Interférométrie

L'interférométrie SAR (InSAR) est une technique qui, suivant le même principe que la photogrammétrie, exploite les différences de phase d'un minimum de deux images SAR provenant d'orbites distinctes et/ou acquises à un moment différent afin d'obtenir des informations supplémentaires sur les objets présents dans une seule image. Mette *et al.* (2002) ont utilisé des données d'interférométrie radar à synthèse d'ouverture polarimétrique (Pol-InSAR) pour estimer la biomasse forestière. Alors que Papathanassiou et Cloude (2001) ont mis en évidence le potentiel des bandes C, L et P des données Pol-InSAR pour estimer des paramètres forestiers clés comme la hauteur du couvert, Askne *et al.* (2003) ont conclu que des données multitemporelles provenant des bandes C et L des satellites ERS (European Remote Sensing satellite) et JERS (Japanese Earth Resources Satellite) permettaient d'obtenir des estimations précises du volume forestier. Il est toutefois difficile d'obtenir de l'information sur l'altitude du sol avec les données InSAR, ce qui réduit considérablement la précision des estimations de hauteur et de la biomasse forestière. Tebaldini (2008) a pour sa part proposé d'utiliser la tomographie SAR (T-SAR) plutôt que l'interférométrie SAR lorsque deux cibles ou plus sont susceptibles de se trouver à l'intérieur d'un pixel, par exemple en milieu forestier. Le T-SAR estime donc la distribution de l'énergie rétrodiffusée à l'intérieur du pixel comme fonction de la hauteur. La méthode T-SAR demeure par contre expérimentale et le LiDAR est souvent utilisé pour désambiguïser les profils de végétation prédits.

CHAPITRE III

FONCTIONNEMENT DU LIDAR

L'utilisation du LiDAR à des fins d'inventaires forestiers remonte au début des années 1980 (Lim *et al.*, 2003b). Le LiDAR est un appareil qui envoie un signal laser et enregistre le retour. Il prend donc une mesure de distance qu'on appelle la portée, calculée comme étant le temps de parcours entre l'impulsion émise par le capteur et l'énergie reçue après avoir été réfléchi par la cible. Bien qu'elle ait été développée dès les années 60 (Aldred et Bonnor, 1985; in St-Onge, Treitz et Wulder, 2003), cette technologie n'a trouvé de réelles applications qu'avec le développement des Systèmes de Positionnement Globaux (GPS, *Global Positioning System*). Combiné à un système GPS et à une centrale inertielle (INS, *Inertial Navigation System*), il est possible de connaître de façon très précise l'orientation du tir et ainsi la position de l'objet visé (Figure 3.1). L'acquisition des points s'effectue suivant un mode similaire à celui de la photographie aérienne. Un avion ou un hélicoptère équipé d'un capteur survole le terrain en suivant des lignes de vol comportant un certain chevauchement. Par juxtaposition de ces bandes, on obtient un semi de points dans un espace 3D créant une couverture continue. Originellement aéroporté, on retrouve maintenant des LiDAR satellitaire et terrestre.

3.1 LASER

Le laser est l'élément central du LiDAR. Il est intéressant pour effectuer des mesures de portées puisque des impulsions à haute intensité peuvent être produites dans de courts intervalles de temps, et ses petites longueurs d'onde lumineuse peuvent être hautement collimatées (à faible divergence) en utilisant une ouverture étroite. Ceci permet de conserver un faisceau étroit même avec des portées de l'ordre kilométrique, facilitant ainsi la

pénétration du couvert forestier. La divergence se mesure en milliradians (mrad) et détermine l'évasement progressif des impulsions au cours de leur trajectoire vers la cible. Elle déterminera, avec l'altitude de vol, la taille de l'empreinte au sol. Un type commun de laser utilisé est le ND:YAG de type diodes semi-conducteur, de longueurs d'onde variant du vert (550 nm) à l'infrarouge rapproché (800 à 1600 nm). Alors que le laser vert est utilisé pour la cartographie bathymétrique des côtes, le laser infrarouge (généralement de 1064 nm), qui est mieux réfléchi par la végétation, est privilégié en milieu forestier.

3.2 SCANNEUR

À cause de l'étroitesse de l'empreinte au sol du laser, les impulsions doivent être distribuées latéralement de façon à balayer la zone observée et fournir une densité de points élevée. Ce balayage est effectué à l'aide du déplacement en avant de l'avion, ainsi que par l'utilisation d'un scanneur (figure 3.1). Le patron de trace au sol est fonction du mode de balayage utilisé. Ainsi, le miroir oscillant crée des zigzags, des lignes ou des arcs parallèles, le miroir polygonal rotatif produit des lignes parallèles et le miroir à mouvement de nutation (*nutating mirror*) crée des ellipses. Il est à noter que le patron de trace au sol ne dépend pas seulement du type de scanneur, mais aussi de la vitesse de vol, de la topographie, ainsi que des irrégularités dans la trajectoire du vol selon les trois dimensions : roulis, tangage et lacet. La fréquence de balayage est mesurée en nombre de balayages du miroir par seconde (Hz). Elle détermine, avec l'altitude et la vitesse du vol, l'écartement dans la direction du vol entre les lignes de balayage consécutives. Les points le long d'une ligne sont généralement échantillonnés à des pas d'angles égaux, ce qui implique un espacement au sol inconstant. À cause de l'accélération ou du ralentissement du mécanisme de balayage, les points situés sur les côtés du couloir de vol présentent souvent des caractéristiques différentes du reste des données et peuvent donc être supprimés des données brutes. On limite habituellement l'angle maximal de balayage à 20 degrés de part et d'autre du nadir (Ackermann, 1999) afin de maximiser la pénétration des impulsions laser à travers la couverture végétale, de garantir une puissance de retour suffisante et de réduire l'incertitude de positionnement sur les terrains à forte pente (Kraus et Pfeifer, 1998). Pour éviter tout vide interstitiel entre les bandes, on

prévoit également un pourcentage de recouvrement entre ces dernières. La fauchée étroite causée par des angles de visée quasi verticaux et l'altitude de vol relativement faible, ainsi que le recouvrement nécessaire entre les bandes entraînent des coûts de survol relativement élevés.

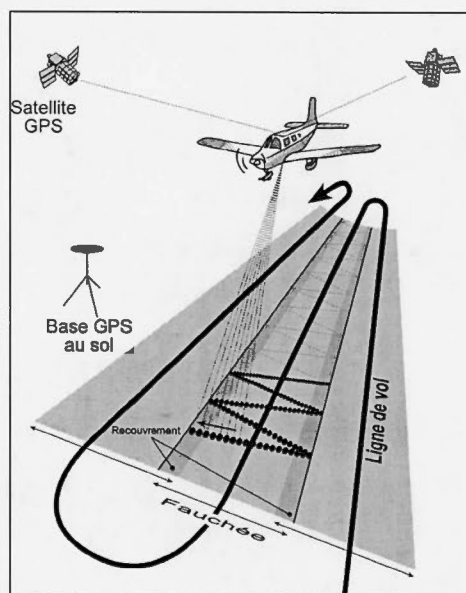


Figure 3.1 Juxtaposition des bandes et le patron de balayage d'un survol LiDAR (ici en zigzag) (St-Onge, 2004).

3.3 PLATEFORMES

Plusieurs plateformes peuvent être utilisées lors de l'acquisition des données. Les plus communes sont l'avion et l'hélicoptère, mais plus récemment, des LiDAR ont été fixés sur des satellites, des bases terrestres et des avions ultra-léger (Cuesta *et al.*, 2010). L'avion est la plateforme la plus courante puisqu'elle offre une plus grande stabilité que l'hélicoptère et permet de couvrir d'importantes superficies tout en ayant des couloirs assez larges et une densité de points au sol élevée. Malgré un coût élevé par kilomètre, l'hélicoptère offre toutefois davantage de flexibilité que l'avion et est privilégié lorsqu'une haute manœuvrabilité est nécessaire pour survoler des terrains escarpés ou encore de petites zones allongées comme des lignes électriques et des traits de côtes.

3.4 POSITIONNEMENT

Le système de positionnement comprend un GPS et une centrale inertielle (INS). Le GPS différentiel utilise la phase du signal pour calculer une fois par seconde la position de la plateforme en x, y et z. La centrale inertielle, pour sa part, génère des données sur les angles de roulis (ω), de tangage (ϕ) et de lacet (κ). Chacune des mesures réalisées en vol, soit le temps de parcours aller-retour de l'impulsion laser, l'angle du miroir, la position XYZ de l'appareil, ainsi que les angles de rotation de la plateforme sont marquée d'une étiquette temporelle qui permettra la synchronisation des divers enregistrements au moment de calculer la position de chacun des retours laser.

3.5 CAPTEURS

Parmi tous les types de capteurs disponibles sur le marché, trois grandes caractéristiques se dessinent : à petite ou à large empreinte au sol, profileur ou à balayage et à enregistrement de l'onde complète ou à enregistrement de retours discrets. À l'exception des LiDAR profileurs, on retrouve des capteurs avec presque toutes les combinaisons de ses caractéristiques.

L'empreinte correspond au diamètre de la surface illuminée au sol par le faisceau. Elle est fonction de l'altitude de vol ainsi que de la divergence du faisceau laser. Le seuil entre une petite et une large empreinte peut être fixé arbitrairement à 1 m.

Lorsqu'un scanneur est utilisé pour déplacer le faisceau laser perpendiculairement à la ligne de vol, le système est dit à balayage. Le scanneur permet donc de couvrir une zone d'acquisition plus large. Lorsqu'aucun scanneur n'est utilisé, le système est dit profileur. Comme le LiDAR profileur échantillonne le profil de la canopée le long d'un transect, il ne peut être utilisé qu'avec une large empreinte au sol et en enregistrant l'onde complète. Le LiDAR profileur a été utilisé dans les débuts du LiDAR (Aldred et Bonnor, 1985; Maclean et Krabill, 1986; in Nelson, Swift et Krabill, 1988 ; Holmgren, Nilsson et Olsson, 2003), mais a été supplanté depuis par le LiDAR scanneur à petite empreinte.

L'enregistrement des données se fait de façon continue ou ponctuelle. Un enregistrement en continu (ou *full-waveform*) consiste à enregistrer la forme de l'onde complète retournée au capteur. Cette dernière est le résultat de la convolution de la forme de l'onde initiale avec le signal réfléchi partiellement par les objets croisés le long du parcours de l'impulsion. Ainsi, la forme de l'onde retournée dépend de la forme de l'onde initiale, de la distribution spatiale de l'énergie du faisceau ainsi que des propriétés géométriques de réflectance de la surface (Jutzi et Stilla, 2006). Pour permettre l'interprétation des formes d'ondes rétrodiffusées, il est nécessaire de comprendre les fondements physiques de l'onde et de son interaction avec la surface (Wagner *et al.*, 2004, 2006). Une première étape est de déconvoluer les formes d'ondes retournées afin de retrouver le signal propre à chacune des cibles. Ensuite, les maximums d'intensité sont isolés et correspondront à des retours ponctuels. L'avantage du système d'échantillonnage d'amplitude est qu'il permet de sélectionner la méthode d'extraction des retours en fonction des variables à étudier. Selon Chauve *et al.* (2007), le raffinement de la détection des pics accroît grandement le nombre de cibles détectées ainsi que la précision de leur positionnement. En ce qui a trait aux systèmes à retours discrets, ils n'enregistrent que les maximums d'amplitude contenus dans l'onde retournée au capteur (figure 3.2). Le système détecte un pic d'amplitude lorsque le niveau d'énergie retourné dépasse un certain seuil. Ce moment d'acquisition du retour occasionne une zone aveugle d'environ 2 m où le système doit se remettre en mode acquisition. Dans leurs débuts, les capteurs ne permettaient d'enregistrer qu'un seul retour par impulsion, puis le premier et le dernier retour, alors qu'à l'heure actuelle, certains capteurs à retours discrets enregistrent jusqu'à cinq retours par impulsion. Ces retours intermédiaires correspondent habituellement à la végétation sous couvert forestier.

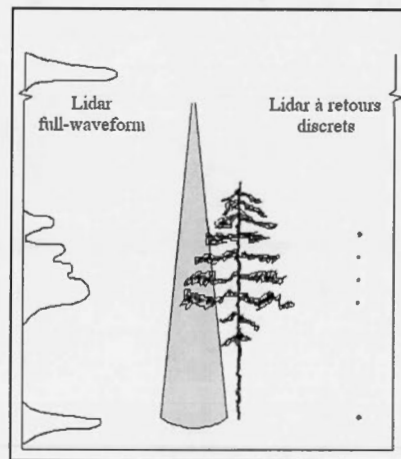


Figure 3.2 Différence entre le LiDAR à onde complète et le LiDAR à retours discrets dans l'échantillonnage vertical de la canopée forestière (Lim *et al.*, 2003b)

L'essor technologique des vingt dernières années a permis de concevoir des capteurs de plus en plus sophistiqués capables d'envoyer des impulsions et d'enregistrer leurs retours dans des laps de temps de plus en plus courts. Ainsi, alors que la fréquence d'impulsion des capteurs était aussi faible que 100 à 200 Hz vers la fin des années 80 (Nelson, Swift et Krabill, 1988), elle atteint maintenant 400 000 Hz (400 kHz) avec les modèles Pegasus de Optech et ALS60 de Leica (tableau 3.1). Jusqu'à tout récemment, les systèmes LiDAR ne pouvaient gérer qu'une seule impulsion en vol à la fois. Ainsi, pour associer un retour à l'impulsion correspondante, le système devait enregistrer ce retour avant de produire une nouvelle impulsion. Au-dessus d'une certaine altitude, la vitesse de propagation de la lumière limite le taux d'impulsion maximum du capteur. Cette limite a été résolue par Optech et Leica avec leurs systèmes « *multiple pulse in air, MPiA* » qui autorisent maintenant deux impulsions en vol simultanément. Ceci permet de doubler la fréquence d'impulsion pour une altitude donnée, ou encore de doubler l'altitude de vol pour une certaine densité de points. La densité de points est ainsi influencée par l'altitude de vol et la fréquence d'impulsion, mais également par la vitesse de l'avion et l'angle de balayage.

Compagnie	Modèle	Fréquence d'impulsion (kHz)
Optech	ALTM2050	50
	ALTM3100	100
	Gemini	166
	Orion	200
	Pegasus	400
Leica	ALS 50	83
	ALS 50-II	150
	ALS 60	200

Tableau 3.1 Fréquence d'impulsion de certains systèmes LiDAR (VIASAT GeoTechnologies Inc., 2010).

De plus en plus de systèmes LiDAR offrent également la possibilité de mesurer l'intensité du signal réfléchi pour chacun des retours enregistrés. Bien que l'utilisation de ces valeurs d'intensité ait fait l'objet de plusieurs recherches, aucune procédure standard de calibration radiométrique n'a encore été développée (Kaasalainen *et al.*, 2005 ; Wagner *et al.*, 2008 ; Ørka, Naesset et Bollandsås, 2009). Des différences dans les valeurs d'intensité peuvent être observées comme étant le résultat de la variation de la distance parcourue par le laser, de la divergence du faisceau, de l'angle de balayage, des caractéristiques du capteur, de l'atténuation de l'énergie du laser par l'atmosphère, de la topographie (Donoghue *et al.*, 2007), mais également de la réflectance et de la taille de la cible, ainsi que de la rugosité et des propriétés bidirectionnelles de la surface (Wagner *et al.*, 2006). En milieu forestier, ces dernières caractéristiques correspondent principalement à la surface foliaire, à l'inclinaison des feuilles, au type d'espèce ainsi qu'à la densité d'arbres (Boyd et Hill, 2007). Les valeurs d'intensités ont été utilisées pour estimer le volume forestier ainsi que la biomasse (van Aardt, Wynne et Oderwald, 2006), pour filtrer les hauteurs LiDAR dans le but d'estimer la surface terrière (Lim *et al.*, 2003a), et ont également été utilisées comme indice dans la classification des espèces d'arbres (Holmgren et Persson, 2004).

Les données LiDAR sont habituellement livrées en format LAS, un format binaire standard adopté par l'industrie, comportant le temps GPS associé aux impulsions, les positions des

retours en x , y et z , l'intensité et le numéro de chaque retour ainsi que le nombre de retours par impulsion.

CHAPITRE IV

REVUE DES APPLICATIONS ET MÉTHODES RELATIVES AU LIDAR EN MILIEU FORESTIER

Avec l'évolution des capteurs, les études sur les applications du LiDAR en foresterie ont porté sur des aspects de plus en plus complexes de la forêt. Le LiDAR s'avère être un outil performant dans l'estimation de nombreux paramètres forestiers, à l'échelle des peuplements ainsi qu'à l'arbre individuel. Bien qu'initialement le LiDAR ait été principalement utilisé pour créer des modèles numériques de terrain, l'augmentation de la fréquence d'impulsion ainsi que la possibilité d'enregistrer plusieurs retours par tir permettent maintenant d'étudier la structure verticale du couvert (Zimble *et al.*, 2003 ; Maltamo *et al.*, 2005 ; Lee, Lucas et Brack, 2007 ; Hill et Broughton, 2009 ; Martinuzzi *et al.*, 2009), d'estimer la hauteur des arbres (Naesset et Økland, 2002 ; Holmgren, Nilsson et Olsson, 2003 ; Coops *et al.*, 2007 ; Lefsky *et al.*, 2007 ; Naesset, 2009) ainsi que d'évaluer des caractéristiques telle la biomasse forestière (Riaño *et al.*, 2003 ; Lefsky *et al.*, 2005a ; Naesset et Gobakken, 2008). Très peu d'études ont toutefois porté sur la caractérisation du sous-étage (Riaño *et al.*, 2003 ; Maltamo *et al.*, 2005).

4.1 PRÉ-TRAITEMENT DES DONNÉES

Une des premières applications du LiDAR en foresterie a été de fournir des modèles numériques de terrain (MNT) de haute précision. Par une série d'itérations, les retours sont filtrés de façon à ne conserver que ceux qui correspondent au sol. Le modèle est ensuite créé en interpolant les points sol. Il existe différentes méthodes d'interpolation. La méthode des voisins naturels (*Natural Neighbor*) trouve les individus les plus près d'un point inconnu, applique à ces voisins des poids basés sur des superficies proportionnelles et assigne une

valeur interpolée au point inconnu (Sibson, 1981; in Guo *et al.*, 2010). La distance inverse pondérée (IDW : *Inverse Distance Weighted*) estime quant à elle la valeur d'un point en calculant la moyenne des valeurs des individus de son entourage (Bartier et Keller, 1996; in Guo *et al.*, 2010). Le réseau irrégulier triangulé (TIN : *Triangulated Irregular Network*) est une approche alternative de représentation du terrain qui partitionne la surface en un jeu de triangles continus et adjacents (Polis et McKeown, 1992; in Guo *et al.*, 2010). En ce qui a trait à la méthode des *splines*, elle estime les valeurs en utilisant une fonction mathématique qui minimise la courbure globale de la surface, résultant en une surface lisse qui passe exactement aux points échantillonnés (Bojanov *et al.*, 1993; in Guo *et al.*, 2010). Finalement, le krigeage est une procédure géostatistique avancée qui génère une estimation de la surface à partir des valeurs de z d'un jeu de données éparées (Cressie, 1990; Caruso et Quarta, 1998; in Guo *et al.*, 2010). Bien que plusieurs auteurs soient arrivés à la conclusion que, pour une densité de retours élevée, la méthode IDW était suffisante pour créer des MNT précis (Lloyd et Atkinson, 2002; in Blaschke, Dirk et Heurich, 2004), une récente étude de Guo *et al.* (2010) ont pour leur part démontré que de meilleurs résultats étaient obtenus avec la méthode de krigeage.

L'interpolation des premiers retours d'un jeu de données LiDAR fournit un modèle numérique de surface (MNS) correspondant aux surfaces exposées, provenant tant du couvert forestier que du sol. La soustraction du MNS et du MNT permet d'obtenir un modèle de hauteur de canopée (MHC), qui comme son nom l'indique, correspond à la hauteur de la surface de la canopée. Bien que le MHC représente la hauteur des arbres à l'échelle du peuplement, il a servi à délimiter les couronnes dans l'étude des arbres individuels (Nelson *et al.*, 2000 ; Brandtberg *et al.*, 2003). Puisque les MHC sont dérivés des premiers retours LiDAR, les arbres opprimés n'y sont généralement pas représentés.

4.2 EXTRACTION DES ARBRES INDIVIDUELS

La plupart des études en foresterie effectuées avec LiDAR ont porté sur l'estimation de paramètres à l'échelle du peuplement, notamment la hauteur maximale ou moyenne, l'indice

foliaire, la biomasse, le DHP moyen ainsi que les espèces. Il est toutefois possible d'isoler les arbres afin d'extraire de l'information structurelle à une échelle plus fine. La segmentation des arbres individuels dans les images optiques a été bien documentée. Des méthodes telles l'extraction de maxima locaux à l'aide d'une fenêtre mobile variable (Wulder, Niemann et Goodenough, 2000), la détection et le suivi des vallées d'ombres (Gougeon, 1995) ainsi que la segmentation par bassins versants (Beucher et Lantuéjoul, 1979) ont pu être adaptées aux données LiDAR interpolées (MHC). Ainsi, en supposant qu'il y ait une relation entre la taille des couronnes et la hauteur des arbres, Popescu et Wynne (2004) ont fait varier la taille de la fenêtre suivant la hauteur des maxima locaux détectés. La méthode de détection et suivi des vallées d'ombres a été reprise par Leckie *et al.* (2003) qui, en utilisant conjointement des images multispectrales et des données LiDAR, ont pu réduire les erreurs de commissions survenant dans les peuplements ouverts. Chen *et al.* (2006) ont pour leur part utilisé des marqueurs contrôlés (*marker-controlled*) plutôt que des maxima locaux avec la méthode de segmentation par bassins versants originalement proposée par Beucher et Lantuéjoul (1979). Comparé aux images multispectrales, le LiDAR a l'avantage de mesurer directement les coordonnées en 3D de la canopée et détecte les vallées et les sommets géométriques plutôt que spectraux. Brandtberg *et al.* (2003), suivant la théorie *scale-space* (Lindeberg, 1994) voulant qu'une représentation multiscalaire d'une image puisse être dérivée de la convolution de cette dernière à l'aide de filtres Gaussien de différentes variances, ont développé une méthode de segmentation des couronnes par le biais d'une matrice formée par des retours LiDAR. Reitberger *et al.* (2008 ; 2009) ont quant à eux utilisé des coupes normalisées pour segmenter les couronnes d'arbres individuels dans les nuages de points LiDAR. Cet algorithme de segmentation d'image a la propriété de maximiser les dissemblances entre les groupes segmentés et la similarité à l'intérieur des groupes. Morsdorf *et al.* (2004) ont utilisé conjointement des données LiDAR brutes et interpolées pour extraire les arbres individuels. Ils ont appliqué l'algorithme *k-means clustering* sur les données LiDAR brutes, mais ont identifié les noyaux (*seed points*) nécessaires pour l'analyse par amas de points dans le MNS filtré en extrayant les maxima locaux à l'aide d'une fenêtre mobile. L'algorithme *k-means clustering* essaie de minimiser, de façon itérative, la somme globale des distances euclidiennes des points au centroïde de l'amas de points, et ce, dans un espace 3D. Les

centroïdes initiaux, ou noyaux de départ, ont été identifiés en utilisant les maxima locaux dérivés du MNS lissé tel que proposé par Hyypä *et al.* (2001).

4.3 VARIABLES STRUCTURELLES DU COUVERT

4.3.1 Hauteur

La hauteur est la métrique la plus utilisée, permettant de dériver une panoplie de paramètres tels le DHP, le volume forestier, la biomasse, etc. Comme les données LiDAR n'avaient initialement qu'une faible densité de retours, elles ont été utilisées conjointement avec des photographies aériennes pour estimer la hauteur des arbres et des peuplements (St-Onge et Achaïchia, 2001 ; St-Onge *et al.*, 2004 ; Suárez *et al.*, 2004). La densité de retours plus élevée fournie par les nouveaux capteurs permet maintenant d'estimer la hauteur des arbres en n'ayant recours qu'aux données LiDAR.

4.3.1.1 Hauteur du peuplement

Plusieurs définitions de la hauteur ont été utilisées dans la littérature, compliquant par conséquent la comparaison des résultats. La hauteur moyenne des arbres peut avoir été calculée à partir des arbres dominants et codominants exclusivement (Lefsky *et al.*, 2007), en y incluant les arbres opprimés (Maltamo *et al.*, 2004 ; Lee, Lucas et Brack, 2007) ou en la pondérant par la surface terrière, communément appelée la hauteur moyenne de Lorey (Naesset et Økland, 2002 ; Holmgren, Nilsson et Olsson, 2003 ; Naesset, 2009). Dans une forêt du sud-est de la Norvège dominée par l'épinette de Norvège (*Picea abies* L. Karst), en estimant la hauteur moyenne de Lorey par le biais du logarithme naturel de la hauteur maximale des premiers retours, Naesset et Økland (2002) ont obtenu un R^2 de 0,91 et un écart-type de 1,49 m (7,6 % de la hauteur moyenne à l'échelle de la placette). Holmgren *et al.* (2003) ont pour leur part trouvé, pour des peuplements dominés par l'épinette de Norvège, le pin Sylvestre (*Pinus sylvestris* L.) et le bouleau (*Betula sp.*), qu'en moyenne 90 % de la variation de la hauteur moyenne de Lorey était expliquée en utilisant la régression linéaire. Les valeurs de RMS se situaient entre 1,45 et 1,56 m (10 à 11 % de la moyenne de hauteur). Des RMS variant de 0,81 et 0,93 m ont été obtenus par Naesset (2009) dans l'estimation de la

hauteur des peuplements par une variété de combinaisons entre les capteurs ALTM 1233 et ALTM 3100 et différents paramètres d'acquisition telle l'altitude de vol et la fréquence d'impulsion. Andersen *et al.* (2005) ont quant à eux estimé la hauteur de la canopée d'une forêt du nord-ouest Pacifique à l'aide des hauteurs de quantiles, de la hauteur LiDAR maximale et moyenne, du coefficient de variation (écart-type/moyenne), ainsi que de la fraction des retours LiDAR extraits de la canopée. La combinaison des hauteurs de quantiles et de la fraction des retours a expliqué à 98 % la hauteur de la canopée mesurée sur le terrain (RMS de 1,5 m). Coops *et al.* (2007) ont trouvé une forte relation entre les données terrain et les hauteurs moyenne et maximale des arbres dérivées des données LiDAR dans des peuplements de sapin Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) et de pruche de l'Ouest (*Tsuga heterophylla*) sur la côte est de l'Île de Vancouver avec des R^2 respectifs de 0,85 et 0,82 et des écarts-types de 1,8 m et 2,2 m. Wezyk *et al.* (2008) ont comparé la hauteur des arbres mesurée sur le terrain à celle estimée d'un MHC préservant les maxima et minima locaux et d'un second ne les préservant pas. Ils ont obtenu un R^2 de 0,8 avec une sous-estimation de l'ordre de 0,12 à 0,90 m selon le MHC utilisé (écarts type respectifs de 1,81 et 1,77 m). Plusieurs techniques de régression ont été testées par Naesset *et al.* (2005) dans l'évaluation de la hauteur ainsi que d'autres paramètres structuraux à l'échelle de la placette. Les méthodes de régression *seemingly unrelated* et des moindres carrés partiels n'ayant pas permis d'améliorer la précision des paramètres extraits, les auteurs ont recommandé l'utilisation des techniques de régression simple par moindres carrés.

4.3.1.2 Hauteur des arbres individuels

La hauteur a également été estimée à une échelle plus fine par l'extraction des arbres individuels. Morsdorf *et al.* (2004) ont estimé la hauteur de pins des montagnes (*Pinus montana* ssp. *Arborea*) et quelques *Pinus cembra* en sélectionnant le retour le plus élevé dans chacun des groupes de points extraits par la méthode de *k-means clustering* décrite précédemment. Ils ont obtenu un R^2 de 0,92 avec un RMS de 0,6 m en utilisant un jeu de données de densité élevée (jusqu'à 30 retours/m²). Leur algorithme de détection n'a toutefois pu détecter que 1 200 des 2 000 arbres présents. Pour estimer la hauteur des arbres dans une zone du sud-est des États-Unis, Popescu et Wynne (2004) ont classifié des données LiDAR et multispectrales fusionnées en conifères et feuillus suivant une approche supervisée basée sur

le maximum de vraisemblance. Les meilleurs résultats ont été obtenus en segmentant les conifères à l'aide d'une fenêtre circulaire (R^2 de 0,97, écart-type de 1,14 m) et les feuillus par le biais d'une fenêtre carrée (R^2 de 0,79, écart-type de 1,91 m). Heurich (2008) a également estimé la hauteur d'arbres feuillus et résineux en effectuant une segmentation par bassins versants. Il a trouvé une sous-estimation de la hauteur des arbres plus faible pour les feuillus (-0,43 m) que pour les résineux (-0,63 m), et plus forte dans les pentes et les vallées (-0,85 m) que dans les hautes terres (0,17 m). Un R^2 de 0,97 a été obtenu avec un écart-type global de près de 1,4 m, ce dernier étant plus faible dans les zones en hautes altitudes (0,9 m) que dans les pentes et les vallées (1,6 m). Quelques études ont comparé les approches à l'échelle du peuplement et à l'arbre individuel dans l'estimation de la hauteur des arbres (Popescu, Wynne et Nelson, 2002 ; Heurich, 2008 ; Yu *et al.*, 2008). Dans ces trois cas, l'approche à l'arbre individuel a permis d'obtenir de meilleurs résultats.

4.3.1.3 Facteurs influençant la précision des estimations

Le LiDAR permet d'estimer la hauteur des peuplements et des arbres individuels de façon très précise. Plusieurs facteurs peuvent toutefois en réduire la précision. Il est généralement accepté dans la communauté scientifique que le LiDAR a tendance à sous-estimer la hauteur des arbres puisque l'apex n'est pas nécessairement échantillonné par le laser (Hyypä *et al.*, 2000 ; Naesset et Økland, 2002 ; Gaveau et Hill, 2003 ; Lim *et al.*, 2003a ; Morsdorf *et al.*, 2004). Qui plus est, même si le laser intercepte l'apex, la végétation doit atteindre une certaine densité afin de déclencher un retour (Gaveau et Hill, 2003). Par ailleurs, selon Lee, Lucas et Brack (2007), la précision des données terrain est également influencée par la distribution verticale du peuplement. Ils ont trouvé que plus la densité des arbres et l'opacité du feuillage sont importantes, plus les mesures terrain comme la hauteur de l'arbre et la hauteur de la première branche vivante sont sous-estimées.

La pente du terrain est un autre facteur qui influence la précision des estimations de hauteur. Lorsqu'à l'intérieur d'une empreinte LiDAR la différence d'élévation est importante, l'ambiguïté causée par la variation dans la hauteur de la canopée due à l'élévation du terrain ou à la hauteur des arbres complexifie l'estimation de la hauteur. Dans une plantation de *Cryptomeria japonica* [D.Don] mature dans une région montagneuse du Japon, Takahashi *et*

al. (2005) ont correctement détecté la hauteur de 74 % des arbres sur des pentes raides et 86 % sur des pentes douces. Les erreurs (biais) respectives entre les mesures terrain et les estimations dérivées des données LiDAR étaient de 0,227 et -0,473 m, avec des valeurs de RMS de 0,901 et 0,846 m respectivement. La surestimation de la hauteur des arbres sur les pentes raides était probablement due à l'inclinaison des arbres en direction du bas de la pente, entraînant la distance de l'apex au point orthogonal du sol sous-jacent à excéder la hauteur actuelle de l'arbre.

Les paramètres d'acquisition sélectionnés pour le survol LiDAR influencent également la précision des différentes métriques extraites, particulièrement la hauteur. En effet, l'accroissement de l'altitude de la plateforme réduit considérablement la fraction des retours sol (Goodwin, Coops et Culvenor, 2006). Elle a entraîné une diminution de la précision de l'estimation des hauteurs dans la plupart des études (Yu *et al.*, 2004 ; Lovell *et al.*, 2005 ; Morsdorf *et al.*, 2008), bien que Goodwin, Coops et Culvenor (2006) n'aient décelé aucun effet significatif. Par ailleurs, la distribution des premiers et derniers retours ainsi que des retours uniques diffère selon l'altitude de la plateforme, la proportion des retours multiples diminuant avec l'accroissement de l'altitude de vol (Naesset, 2009). En ce qui a trait à la taille de l'empreinte au sol, Goodwin, Coops et Culvenor (2006) n'ont observé aucun impact significatif sur la précision des estimations de hauteur, mais ont rapporté que Roberts (1998; in Goodwin, Coops et Culvenor, 2006) a déterminé qu'une empreinte plus large permettait d'en accroître la précision. Pour ce qui est de la fréquence d'impulsion, Yu *et al.* (2004) ont noté qu'elle avait plus d'influence sur l'estimation de la hauteur que la taille de l'empreinte au sol. Finalement, Holmgren *et al.* (2003) n'ont trouvé aucun effet de l'angle de balayage sur l'estimation de la hauteur de Lorey.

4.3.2 Densité

La densité est une autre métrique très utilisée dans la caractérisation des peuplements. La densité d'un peuplement correspond au nombre d'arbres présents sur une superficie donnée. Morsdorf *et al.* (2004) ont extrait les arbres individuels par la méthode de *k-means clustering* en fixant la position de ces derniers à la valeur en *z* la plus élevée par amas de points

(*cluster*). Compte tenu de l'incapacité de la méthode à distinguer des regroupements d'arbres dont les individus sont à moins d'un mètre de distance, un nombre total d'amas considérablement inférieurs au nombre d'arbres sur le terrain a été obtenu (1 200 comparé à 1 984). Comme chacun des arbres s'est vu assigner l'amas le plus près selon des critères de distance et de hauteur, un amas pouvait être assigné à plus d'un arbre. L'erreur de positionnement n'a toutefois pas été fournie. Heurich (2008) a pour sa part identifié 77 % des arbres de l'étage supérieur, 45 % au total, en segmentant des épinettes de Norvège et des hêtres européens (*Fagus sylvatica*) par la méthode des bassins versants. La méthode a toutefois échoué à détecter les arbres intermédiaires et opprimés. En appliquant l'algorithme *pre-order forest traversal*, Wang *et al.* (2008) ont pour leur part détecté correctement 84 % des arbres de peuplements matures (plus de 90 ans) et 75 % de ceux contenus dans des peuplements plus jeunes (moins de 60 ans). Chen *et al.* (2006) ont quant à eux ajouté des marqueurs contrôlés (*marker-controlled*) à la méthode de segmentation par bassin versant originellement proposée par Beucher et Lantuéjoul (1979). L'utilisation de cette méthode leur a permis de passer d'un taux de 37 % des arbres correctement détectés à 64 %.

4.3.3 Structure

4.3.3.1 Structure verticale

La structure verticale forestière d'un peuplement peut être décrite comme la configuration, de la base au sommet, de la végétation au dessus du sol (Brokaw et Lent, 1999; in Zimble *et al.*, 2003). Lee, Lucas et Brack (2007) ont généré des voxels virtuels afin de quantifier la structure verticale de peuplements forestiers. Ils ont utilisé des voxels de différentes tailles (0,5, 1 et 2 m²) auxquels ils ont attribué des estimations quantitatives de la structure ou des attributs de la biomasse tels la densité du feuillage, la grosseur des branches, l'angle de distribution des feuilles ainsi que l'humidité. Ils ont également intégré des paramètres dérivés des données LiDAR comme l'intensité, la hauteur et le nombre de retours. En utilisant conjointement des données LiDAR et dendrométriques, ils ont pu reconstituer la canopée. Afin de modéliser les arbres individuels, les auteurs ont déterminé la forme des couronnes en fonction des espèces (figure 4.1). Le seuil entre les étages a été déterminé à l'aide du pourcentage de tiges et le pourcentage de la surface terrière par classe de DHP. La

correspondance entre les voxels simulés à partir des données terrain et ceux avec les données LiDAR était toutefois très faible.

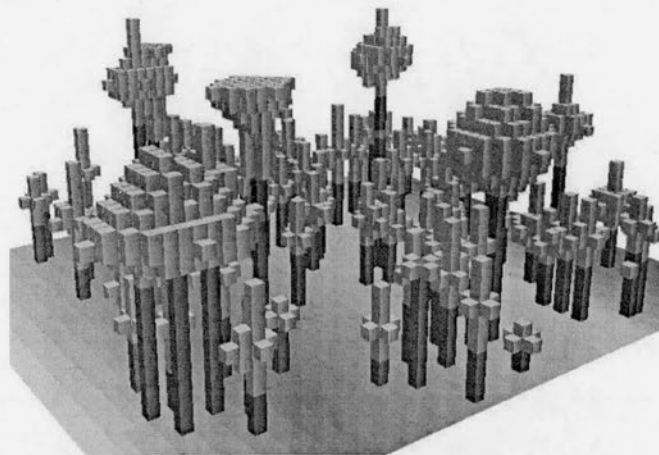


Figure 4.1 Simulation des données terrain dans le logiciel ArcScene (Lee, Lucas et Brack, 2007).

4.3.3.2 Diamètre à hauteur de poitrine (DHP)

Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) est un paramètre d'inventaire forestier utile pour estimer la biomasse, le volume marchand et la croissance forestière. Comme le DHP n'est pas directement extractible des données LiDAR, des variables reliées à la hauteur des retours sont généralement utilisées pour l'estimer. Certaines études ont eu recours à des données LVIS (*Laser vegetation imaging sensor*) pour dériver la moyenne quadratique des diamètres de fûts. Pour un site d'étude situé en forêt tropicale humide (station biologique La Selva au Costa Rica), Drake *et al.* (2002a) ont effectué des régressions multiples progressives mettant en relation le DHP mesuré sur le terrain et la hauteur d'énergie médiane provenant de données LiDAR. Par cette méthode, les auteurs ont pu expliquer 77 % de la variation au niveau de l'empreinte au sol (RMS de 3,74 m) et 93 % à l'échelle de la placette (RMS de 2,00 m). Anderson *et al.* (2008) ont pour leur part eu recours à des données LVIS seules ou en combinaison avec des données AVIRIS (*Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer*) pour estimer la moyenne quadratique des diamètres de fûts dans la Forêt Expérimentale de

Bartlett dans les Montagnes Blanches au New-Hampshire. En utilisant la hauteur des arbres, la largeur des couronnes, les percentiles de hauteur ainsi que l'estimation de la densité de la canopée pour déduire le DHP, les auteurs ont obtenu un R^2 ajusté variant de 0,25 à 0,33 et un RMS de 2,61 à 3,00 cm. La hauteur des retours LiDAR ainsi que le diamètre des couronnes ont également servi à Heurich (2008) pour estimer le DHP des arbres situés dans le parc national de la forêt bavarienne en Allemagne. Ils ont obtenu un coefficient de détermination de 0,79 pour les arbres décidus (RMS de 5,7 cm) et de 0,89 pour les résineux en haute altitude (RMS de 4,62 cm) et 0,92 pour ceux situés sur des pentes ou en fond de vallée (RMS de 5,9 cm). Dans une zone du nord-ouest Pacifique aux États-Unis, Lefsky *et al.* (2005b) ont estimé la moyenne de DHP à l'échelle du peuplement par le biais de plusieurs estimations LiDAR de la structure de la canopée (R^2 de 0,65). Gobakken et Naesset (2004) ont quant à eux utilisé les percentiles de hauteur pour prédire la distribution du diamètre des arbres. Compte tenu de la variabilité structurelle et la diversité en espèces présentes d'un peuplement à l'autre, les équations de régressions sont difficilement transposables. L'utilisation du LiDAR terrestre dans la détermination des valeurs de DHP pourrait être une alternative intéressante.

4.3.3.3 Trouées

Les trouées ont également une influence notable sur la structure des peuplements. Une trouée est une ouverture dans la canopée causée par des perturbations tels les chablis, les épidémies d'insectes et les maladies. La création de trouées changeant considérablement la structure et les conditions de lumière dans la forêt, l'utilisation de la réflectance dans leur détection pose plusieurs problèmes. Puisque les propriétés distinguant les trouées du reste de la canopée sont avant tout de nature structurelle, le LiDAR est l'instrument de télédétection tout indiqué pour les détecter. Partant de la prémisse que les trouées ont une hauteur inférieure à celle du couvert environnant, la plupart des méthodes appliquent au modèle de hauteur de la canopée (MHC) un seuil de hauteur unique pour l'ensemble des trouées (Koukoulas et Blackburn, 2004 ; Vepakomma, St-Onge et Kneeshaw, 2008 ; Latif et Blackburn, 2010) ou encore un seuil de hauteur relatif à chacune des trouées (Betts, Brown et Stewart, 2005 ; Gaulton et Malthus, 2010). Un autre type d'approche procède directement sur les points LiDAR (Gaulton et Malthus, 2010). Le LiDAR, détectant les caractéristiques structurelles des

trouées, ne peut en détecter l'origine. Ainsi, les trouées édaphiques, causées par des conditions de site particulières limitantes ou empêchant l'établissement de nouveaux arbres, sont détectées au même titre que les trouées conventionnelles. Il est à noter que la plupart des études ignorent les trouées édaphiques puisqu'elles ne contribuent pas à la dynamique de régénération forestière. Sénécal, Doyon et St-Onge (2011) ont toutefois produit un modèle prédictif capable de distinguer les ouvertures édaphiques des trouées biotiques à partir de variables dérivées de données LiDAR liées à des conditions de site ou à la physionomie de la végétation. Vepakomma, St-Onge et Kneeshaw (2008) ont pour leur part distingué ces différents types de trouées par le biais de données LiDAR multitemporelles.

4.3.4 Volume

4.3.4.1 Volume forestier

Le volume forestier est une caractéristique fondamentale pour déterminer la valeur économique de la forêt, mais également pour en étudier la dynamique du carbone. Popescu *et al.* (2003) ont noté que la combinaison des estimations de hauteur et de largeur des couronnes permet d'obtenir de bons résultats dans l'estimation du volume des arbres. À lui seul, le diamètre des couronnes était capable d'expliquer jusqu'à 83 % de la variance associée au volume des arbres. Suivant la même méthode, Heurich (2008) a obtenu de meilleures estimations du volume pour les arbres résineux (R^2 de 0,95) que pour les feuillus (R^2 de 0,87). Naesset et Gobakken (2005) ont pour leur part estimé les volumes de fut par le biais de l'écart-type de la différence entre les valeurs prédites et celles observées sur le terrain. Afin d'inclure les petits arbres dans la régression et ainsi améliorer la précision des estimations du volume d'arbres, Maltamo *et al.* (2004) ont utilisé la distribution de Weibull. Ils ont pu par cette méthode diminuer les valeurs de RMS de 25 à 16 %. Pour Ioki *et al.* (2010), l'utilisation du percentile de hauteur 75 et de la fraction des retours uniques correspondant à la végétation a donné les meilleures prédictions du volume forestier avec un R^2 de 0,755 et un RMS de $41,90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Yu *et al.* (2008) ont quant à eux estimé la croissance du volume forestier à partir des statistiques extraites de la différence entre deux modèles numériques de surface (MNS) produits avec des données d'années différentes (R^2 de 0,57, écart-type de $8,39 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). L'intégration des percentiles de hauteur et de la hauteur moyenne des arbres

individuels à l'équation de régression a permis d'augmenter la précision des estimations (R^2 de 0,75, écart-type de $6,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Finalement, une approche à l'arbre individuel a été utilisée par Breidenbach *et al.* (2010) afin d'estimer le volume d'arbres. Pour ce faire, les auteurs ont extrait les arbres individuels en recherchant des amas sur des données LiDAR fusionnées avec des images multispectrales. Par cette méthode, ils ont obtenu un RMS de $34,56 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (ou 17,07 % du volume moyen).

4.3.4.2 Biomasse

La biomasse est un paramètre biophysique important qui renseigne notamment sur le stock de carbone, permettant d'en étudier les flux liés à des processus naturels et anthropogéniques (Drake *et al.*, 2002b). La hauteur de la canopée est la métrique principale pour estimer la biomasse forestière. Naesset et Gobakken (2008) ont eu recours à la hauteur ainsi qu'à la densité de la canopée estimées des données LiDAR pour évaluer la biomasse forestière de différentes régions de la zone boréale norvégienne. Avec une densité de points variant de 0,7 à $1,2 \text{ m}^2$, ils ont pu expliquer de 85 à 88 % de la variation de la biomasse. Les auteurs ont toutefois évalué de 32 à 38 % l'impact de la région géographique sur l'estimation de la variation. De plus, par le biais d'analyses de sensibilité, ils ont démontré que la proportion des différentes espèces a un impact important sur les estimations de la biomasse, faisant de la variabilité locale une question critique. Alors que Lefsky *et al.* (2005a) ont effectué une régression linéaire sur le carré de la hauteur maximale de la canopée (R^2 de 0,73, RMS de $58,3 \text{ Mg ha}^{-1}$), Riaño *et al.* (2003) l'ont appliqué sur la moyenne de hauteur de l'ensemble des retours. L'estimation de la biomasse s'est trouvée améliorée d'en moyenne 11 % par la combinaison de la hauteur et de la largeur des couronnes (Popescu, Wynne et Nelson, 2003). Au même titre que pour l'évaluation du volume forestier, les auteurs ont trouvé que la performance des estimations dans les peuplements de feuillus est demeurée relativement basse avec un R^2 maximum de 0,33 et un RMS de $44,41 \text{ Mg ha}^{-1}$. Contrairement aux études précédentes qui ont porté sur des données LiDAR à petites empreintes, Drake *et al.* (2002a) ont pour leur part utilisé des données LVIS pour comparer l'efficacité de quatre différentes métriques dans l'estimation la biomasse en forêt tropicale humide. Il s'est avéré que parmi la hauteur de la canopée, la hauteur de l'énergie médiane, la proportion de retours sol et le ratio de la hauteur de l'énergie médiane sur la hauteur de la canopée, c'est la hauteur de l'énergie

médiane qui a davantage expliqué la variance de la biomasse avec un R^2 de 0,53. Par ailleurs, ils ont trouvé que la régression à termes multiples expliquait mieux la variation que l'équation à terme unique (R^2 de 0,93, RMS de 18,39 Mg ha⁻¹). Lefsky *et al.* (2005b) ont quant à eux acquis leurs données avec un SLICER dans plusieurs types de forêts sous des conditions de croissances variables. Par l'utilisation de plusieurs variables canoniques dérivées des données LiDAR, ils ont pu prédire la biomasse à 92 %. Anderson *et al.* (2008) ont trouvé une amélioration considérable de l'estimation de la biomasse, dans des forêts nordiques tempérées mixtes aux États-Unis, par le biais d'une régression progressive d'ordre inférieur, de la fraction du bruit minimum transformée des données AVIRIS et des percentiles de hauteur de données LVIS. La combinaison des données AVIRIS et LVIS a augmenté le R^2 de 25 % pour les forêts naturelles et de 8 à 9 % pour les forêts aménagées. Toutefois, pour des peuplements homogènes, les estimations de la biomasse ont été mieux évaluées par le biais de données AVIRIS uniquement.

4.3.4.3 Forme et longueur des couronnes

Dans un troisième temps, la détermination de la forme des couronnes permet d'améliorer les estimations de volume et de biomasse forestière. Les trois formes régulières qui caractérisent la plupart des couronnes d'arbres retrouvés en forêt boréale sont les formes conique, parabolique et hémisphérique. Plusieurs méthodes ont été utilisées afin de modéliser la forme des arbres. Par le passé, des algorithmes basés sur l'ajustement de formes géométriques au nuage de points ont été élaborés (Persson, Holmgren et Söderman, 2002 ; Riaño *et al.*, 2004a). Ces méthodes demandent toutefois une connaissance à priori des espèces présentes. Comme elles ne s'adaptent qu'à des espèces arborant des formes spécifiques, elles sont difficilement applicables en milieux forestiers naturels. D'autres méthodes ont utilisé une enveloppe pour délimiter le nuage de points LiDAR à l'aide d'une fonction RBF (*Radial Basis Function*) (Kato *et al.*, 2009) ou par le biais de *a-shapes* (Vauhkonen, 2010). Une *alpha-shape* peut être vue comme une triangulation de Delaunay pondérée où tous les sommets ayant une enveloppe sphérique vide et un rayon au carré plus grand que la valeur prédéfinie de *a* ont été supprimés. La fonction RBF est quant à elle une méthode d'interpolation exacte où tous les vecteurs interpolés passent exactement par tous les points. Kato *et al.* (Kato *et al.*, 2009) ont utilisé la fonction RBF pour déterminer la forme des

couronnes et ainsi en estimer le volume (conifères : R^2 de 0,84 et RMSE de 243,31 m³; feuillus : R^2 de 0,89 et RMSE de 328,49 m³).

La longueur de la couronne d'un arbre se définit comme la distance entre l'apex et la base de sa couronne. Une première approche pour mesurer la longueur des couronnes est basée sur la distribution verticale des retours LiDAR. Alors que Naesset et Økland (2002) ont estimé la hauteur moyenne de la base des couronnes d'épinettes de Norvège et de pins Sylvestre ainsi que la hauteur de la base des couronnes d'arbres individuels à l'aide du percentile 25 des premiers et derniers retours (respectivement R^2 de 0,71 et écart-type de 1,24 m; R^2 de 0,61 et écart-type de 1,52 m; R^2 de 0,53 et écart-type de 2,19 m), Popescu et Zhao (2008) n'ont obtenu qu'un R^2 de 0,11 pour des plantations de pins, des pinèdes à l'état naturel et des forêts de feuillus. Riaño *et al.* (2004a) ont pour leur part trouvé que le percentile 10 prédisait assez bien la hauteur de la base des couronnes. Andersen *et al.* (2005) ont quant à eux prédit à 77 % la hauteur de la base des couronnes (RMS de 3,9 m). D'autres auteurs se sont basés sur l'histogramme de fréquence de la hauteur des retours (Pyysalo et Hyyppä, 2002 ; Holmgren et Persson, 2004 ; Reitberger *et al.*, 2009), ainsi que des déciles de hauteur (percentile 10, 20, 30, etc.) (Solberg, Naesset et Bollandsås, 2006) afin de mesurer la hauteur de la base des couronnes. Enfin, en analysant la forme de polynômes de 4^e degré ajustés aux profils de hauteur, Popescu et Zhao (2008) ont obtenu des R^2 de 0,76 à 0,79. Une deuxième approche pour estimer la hauteur de la base des couronnes est de modéliser la forme des arbres segmentés. Pour ce faire, Kato *et al.* (2009) ont utilisé une fonction RBF (Radial Basis Function) et des isosurfaces. Les résultats présentés ont montré une forte corrélation pour les conifères (R^2 de 0,92 et RMS de 1,62 m), mais une faible corrélation pour les feuillus (R^2 de 0,53 et RMS de 2,23 m). Bien que Holmgren *et al.* (2008) aient obtenu de bons résultats avec les méthodes basées sur la triangulation de Delaunay et sur l'utilisation des α -shapes (R de 0,91 et écart-type de 2,12 m), Vauhkonen (2010) ainsi que Maltamo *et al.* (2010) ont conclu que les méthodes basées sur l'étude de la géométrie en 3D sont moins performantes que les méthodes plus simples utilisant le profil de hauteur des retours. De manière générale, le LiDAR surestime la hauteur de la base de la couronne. Cette surestimation provient en partie de l'atténuation de la quantité de retours dans la canopée, mais peut aussi être due à l'absence d'un interstice entre la base des couronnes et la végétation sous couvert. L'erreur

d'estimation peut également découler du choix de la définition adoptée pour définir la hauteur de la base de la couronne. En effet, elle peut être définie comme étant la branche vivante la plus basse appartenant à la canopée ou comme la branche vivante la plus basse indépendamment de son appartenance à la canopée. Cette dernière définition peut engendrer une surestimation importante de la hauteur de la base de la couronne s'il existe un écart important entre la base de la couronne générale de l'arbre et la hauteur de sa branche vivante la plus basse.

4.4 VARIABLES DE COMPOSITION

4.4.1 Espèces

En plus de la hauteur, de la densité et de la structure, le LiDAR a été utilisé plus récemment pour estimer indirectement la composition des peuplements. Pour effectuer une classification des espèces, Ke, Quackenbush et Im (2010) ont eu recours à une méthode de segmentation basée sur l'information spectrale contenue dans une image Quickbird et sur des données LiDAR. En classifiant les données suivant une approche orientée-objet, ils ont obtenu une précision de 91,6 %. Plusieurs études ont toutefois utilisé uniquement les données LiDAR, généralement la configuration spatiale des retours ainsi que leur valeur d'intensité, pour classifier les différentes espèces (Holmgren et Persson, 2004 ; Ørka, Naesset et Bollandsås, 2009 ; Reitberger *et al.*, 2009). Ørka *et al.* (2009) ont comparé des statistiques structurelles et d'intensité provenant de la surface approximative des couronnes pour classifier des bouleaux et des épinettes dans une zone du sud-est de la Norvège. Les auteurs ont trouvé d'une part que le niveau de signification de ces éléments LiDAR différait selon la catégorie de retours (premiers, derniers, retours uniques) et d'autre part que les valeurs d'intensité maximale et moyenne étaient reliées de façon significative à l'espèce. C'est toutefois la combinaison de la catégorie de retours et de l'intensité qui leur a permis d'obtenir de meilleurs résultats avec une précision de 88 % (73 % avec l'intensité uniquement et 77 % avec seulement la catégorie de retours). Holmgren et Persson (2004) ont quant à eux combiné différentes métriques extraites des données LiDAR relatives notamment à la hauteur, la catégorie de retours, la forme des couronnes et l'intensité des retours pour différencier des épinettes de Norvège et

des pins Sylvestre d'un nuage de point préalablement segmenté. Ils ont obtenu une précision de 95 %. Pour différencier les sapins des épinettes, Reitberger *et al.* (2009) ont eu recours, en plus de la configuration 3D des points et des valeurs d'intensité, au nombre de retours par onde complète ainsi qu'à la largeur d'impulsion. En appliquant une classification supervisée et non-supervisée, ils ont eux aussi obtenu une précision de 95 %. Korpela *et al.* (2010) n'ont pour leur part utilisé que des variables reliées à l'intensité pour classifier avec une précision de 88 à 90 % des peuplements composés de pins, d'épinettes et bouleaux; les épinettes et les bouleaux montrant un niveau de confusion plus élevé. Pour déterminer la composition fractionnelle du pin lodgepole (*Pinus contorta*) et de l'épinette de Sitka dans une zone d'étude située dans l'ouest de l'Écosse, Donoghue *et al.* (2007) ont suivi deux méthodes : une première n'ayant recours qu'à l'intensité et une autre basée sur des mesures LiDAR de densité de la canopée, de coefficient de variation, de dissymétrie, de pourcentage des retours au sol ainsi que de hauteur moyenne de la canopée. Ils ont toutefois noté un bruit dans les valeurs d'intensité introduit par l'effet topographique. Le coefficient de variation et les valeurs d'intensité se sont malgré tout avérés être des estimateurs efficaces pour extraire la proportion d'épinette avec des R^2 de 0,914 et 0,930 respectivement. Afin d'améliorer la classification des espèces et l'utilisation des valeurs d'intensité, le recours au LiDAR multispectral pourrait être prometteur (Morsdorf *et al.*, 2009). Comme il n'existe pas de procédures standards de calibration radiométrique, la validation des règles de classification parmi les sites d'études, les différents instruments LiDAR ainsi que les paramètres d'acquisition n'est toujours pas possible. Malgré tout, les valeurs d'intensités ont permis aux auteurs ci-haut mentionnés de classifier avec succès différentes espèces.

4.4.2 Indice de surface foliaire (LAI)

L'indice de surface foliaire (LAI, *Leaf Area Index*) est utilisé pour caractériser la canopée en évaluant la quantité et la densité de feuillage. Plusieurs définitions du LAI ont été proposées dans la littérature, et selon la définition utilisée, la valeur de l'indice est susceptible de varier considérablement (Barclay et Goodman, 2000 ; Jonckheere *et al.*, 2004). Les méthodes d'estimation du LAI employant des photographies aériennes ou des images satellites utilisent l'information spectrale contenue dans les images, par exemple en calculant le NDVI

(*Normalized Difference Vegetation Index*), afin de mesurer la proportion et l'importance du couvert végétal sur l'ensemble du territoire (Wulder *et al.*, 1998 ; Jensen *et al.*, 2008). La précision de ces méthodes diminue toutefois avec l'augmentation de la densité du couvert (Riaño *et al.*, 2004b). Les méthodes basées sur les données LiDAR, partant du postulat que la transmission de l'impulsion laser à travers la canopée est similaire à celle de la lumière solaire et qu'il existe ainsi un lien entre la fraction ouverte de la canopée et le LAI, estiment les proportions de retours appartenant à la végétation et au sol. Suivant ce concept, Morsdorf *et al.* (2006) ont utilisé la fréquence des premiers et derniers retours ainsi que des retours uniques pour estimer le LAI dans une forêt boréale composée principalement de pins (*Pinus montana* et *Pinus cembra*). Ils ont obtenu un R^2 de 0,69 avec un RMS de 0,01 par rapport au LAI calculé à partir des photographies hémisphériques. Un instrument SLICER a été utilisé par Lefsky *et al.* (2005b) pour estimer le LAI dans plusieurs types de forêts sous des conditions de croissances variables (R^2 de 0,81). Sasaki *et al.* (2008) ont pour leur part comparé les estimations du LAI et de l'ouverture de la canopée acquises de données LiDAR avec les indices de végétation extraits de données hyperspectrales. Il s'est avéré que la fraction des retours sols par rapport au nombre total de premiers retours et de retours uniques a été très significative tant dans l'estimation du LAI que de l'ouverture de la canopée. Un R^2 supérieur à 0,77 a été obtenu, avec un RMS de 0,24 pour le LAI et de 0,033 pour l'ouverture de la canopée. Une densité de retours inférieure à 1 retour/m² a également permis d'obtenir des estimations précises du LAI. Les résultats de l'estimation du LAI par le biais de données LiDAR étant dépendants des procédures suivies (ex. taille de fenêtre , calcul des indices), une calibration de la méthode pour chacune des zones étudiées est préférable (Riaño *et al.*, 2004b).

4.5 ATTRIBUTS DU SOUS-ÉTAGE

La majorité des études utilisant le LiDAR ont porté sur des peuplements à structure verticale simple et se sont concentrées sur des paramètres d'ensemble de la canopée, notamment la hauteur, le volume et la biomasse. Elles n'ont pour la plupart considéré que les arbres dominants et codominants de la canopée. Par contre, dans des peuplements inéquiens à

structure verticale complexe, pouvoir caractériser et quantifier les arbres intermédiaires et opprimés est aussi pertinent puisque ces derniers sont généralement présents dans une plus grande proportion et influencent, par conséquent, le développement futur du peuplement.

La pénétrabilité du laser à travers la canopée est toutefois fortement influencée par le couvert. Le pourcentage des retours associés au sol est d'ailleurs considéré comme inversement proportionnel à la densité de la canopée (pourcentage des retours non-sol) (Martinuzzi *et al.*, 2009). L'accroissement de la densité du couvert forestier réduit par conséquent la chance de détecter des retours associés au sous-étage et par le fait même la précision des estimations (Maltamo *et al.*, 2005 ; Goodwin, Coops et Culvenor, 2006 ; Lee, Lucas et Brack, 2007). Par ailleurs, la composition du couvert forestier ainsi que sa densité ont un impact sur le sous-étage, les canopées ouvertes ayant tendance à supporter plus d'arbustes que les canopées fermées.

4.5.1 Étagement de la canopée

Quelques méthodes ont été développées de façon à déterminer le caractère uni- ou multi-étagé des peuplements ainsi que pour détecter les différentes strates présentes. Zimble *et al.* (2003) ont eu recours à la variance de la hauteur des arbres afin de déterminer la présence d'un étagement simple ou multiple. Par cette méthode, ils ont classifié avec une précision de 97 % le caractère uni- ou multi-étagé des peuplements. Maltamo *et al.* (2005) ont pour leur part examiné la distribution de la densité de la canopée en calculant la proportion des retours laser sous différentes hauteurs de quantiles. Ils ont ensuite appliqué une méthode de seuillage d'histogramme (algorithme HistMod) à la distribution de hauteur des retours laser de façon à extraire les arbres appartenant au sous-étage. L'algorithme HistMod consiste, dans un premier temps, à séparer les retours par tranches de 1 cm de hauteur, puis à appliquer un filtre passe-bas. Les auteurs ont par la suite utilisé l'algorithme présenté par Lloyd (1982) pour trouver le seuil de l'étagé des couronnes des arbres dominants. Un maximum et un minimum de fréquence ont été extraits entre le sol et une borne supérieure, cette borne correspondant à la première pente à zéro sous le seuil de Lloyd. Une différence entre les fréquences maximale et minimale supérieure à une valeur arbitrairement fixée révélait le caractère multimodal de

l'histogramme, et par le fait même la structure multi-étagée de la placette. L'algorithme HistMod a permis de bien classer 24 des 28 placettes échantillonnées. Gobakken et Naesset (2004) ont eu recours aux percentiles de hauteur dérivés des retours LiDAR pour prédire la distribution du diamètre des arbres. Maltamo *et al.* (2005) croient que cette variable pourrait aussi être incluse dans le modèle de détection de la multimodalité (HistMod). Morsdorf *et al.* (2010) ont quant à eux utilisé l'intensité des retours uniques et la hauteur des données LiDAR multi-retours pour discriminer jusqu'à trois strates de végétation distinctes (*Pinus halepensis*, *Quercus ilex* et *Buxus sempervirens*) dans un écosystème méditerranéen variant de canopées ouvertes composées d'arbustes à des écosystèmes forestiers denses et multi-étagés. Pour ce faire, ils ont effectué une analyse d'amas de retours basée sur une distribution normale multivariée. Le profil de la canopée dérivé des données LiDAR correspondait bien à celui reconstruit par le biais des mesures terrain avec une R^2 de 0,73 pour un couvert complexe à trois strates et 0,96 pour un couvert simple à étagement unique. Toutefois, la présence d'arbustes n'a été bien classifiée que dans 48 % des cas.

Afin de déterminer la présence/absence d'arbustes dans divers peuplements, Martinuzzi *et al.* (2009) ont dérivé plusieurs métriques des données LiDAR relatives à la hauteur et la topographie. En utilisant l'algorithme de sélection de modèles varSelRF présent dans le package RF (Random Forest) du logiciel R (Breiman, 2001), les auteurs ont identifié les trois métriques les plus importantes dans la prédiction de la présence d'arbustes en sous-étage : le pourcentage des retours sol (0 m), le pourcentage des retours associés à la végétation de 1 à 2,5 m et le pourcentage de la pente. Le package RF fournit de l'information sur l'importance de chaque variable prédictive. Il a l'avantage de pouvoir manipuler des interactions complexes parmi les variables prédictives sans présupposer de la distribution et en effectuant des superpositions (Breiman, 2001 ; Cutler *et al.*, 2007). Hill et Broughton (2009) ont pour leur part combiné les données de deux survols faits à des périodes de l'année différentes afin de cartographier la présence/absence du sous-étage. Le premier survol a été effectué dans un contexte de sous-étage développé, alors que le couvert n'avait toujours pas de feuilles (survol sans feuilles). Le deuxième survol a eu lieu dans une situation de canopée pleinement développée (survol avec feuilles). Un MHC normalisé, résultant de la différence entre un MHC fait à partir des premiers retours du survol avec feuilles et l'autre fait à partir des

derniers retours du survol sans feuilles, a été généré. Une moyenne d'épaisseur de couronne a été calculée par espèces à l'aide des données terrain afin de servir de valeur seuil. Le MHC normalisé a ensuite été classifié en sous-étage/couvert selon que le percentile 95 excédait ou non le seuil d'épaisseur de couronne. Pour le sous-étage, des valeurs inférieures à 1 m ont été identifiées comme appartenant au sol, alors que des valeurs supérieures à 1 m ont été associées au couvert du sous-étage. Les auteurs ont conclu que l'apport de l'information obtenue sur le sous-étage provenant du survol avec feuilles n'était pas si important par rapport au survol sans feuilles avec des niveaux de précision de 77 % et 72 % respectivement. L'acquisition de données dans un contexte de canopée sans feuilles s'avère intéressante si la densité de points LiDAR est faible. Korpela (2008) a pour sa part classifié la présence/absence de lichen en sous-étage à l'aide de l'intensité. Il a trouvé que l'intensité des retours uniques était plus grande pour des surfaces comportant du lichen que celles avec des arbustes, des mousses et de la litière. En fonction de la méthode utilisée et selon l'utilisation d'une intensité normalisée ou non, l'auteur a obtenu une précision variant de 62,4 à 73,6 %.

4.5.2 Hauteur

La hauteur du sous-étage a également fait l'objet de quelques études. Riaño *et al.* (2003) ont extrait la hauteur des arbres d'un peuplement, la hauteur de la base des couronnes ainsi que la hauteur du sous-étage en sélectionnant les retours LiDAR à partir des percentiles de hauteur et par le biais de d'amas. Après avoir effectué une correction du profil de hauteur des données en calculant le nombre de retours laser à une hauteur donnée sur le total des retours, les auteurs ont effectué une classification binaire des retours (sol/végétation) selon un seuil fixé à 0,6 m. Ils ont ensuite classifié la canopée en végétation basse et haute suivant le percentile 99. Un percentile 99 inférieur ou égal à 4 m a été associé au couvert de la canopée d'une forêt jeune et basse. Pour un percentile 99 supérieur à ce seuil, le couvert forestier a été séparé du sous-étage à l'aide d'amas. Selon les auteurs, l'algorithme de séparation du couvert et du sous-étage peut être appliqué même lorsqu'il n'y a pas de vide entre le couvert et le sous-étage. Par contre, lorsqu'il y a plus de deux étages au sein du peuplement, l'ajout d'un amas supplémentaire est nécessaire. Maltamo *et al.* (2005) ont pour leur part généré des modèles de régression pour prédire le logarithme de la hauteur moyenne de Lorey des arbres

en sous-étage. Ils ont obtenu un R^2 de 0,76 (écart-type de 0,130). La modélisation de la moyenne de hauteur de Lorey est problématique puisque la seule variable indépendante du modèle est la hauteur maximale des arbres du sous-étage. Les auteurs proposent d'utiliser des fonctions de distribution de diamètre dans la détermination des arbres du sous-étage, mais ne l'ont toutefois pas testé.

4.5.3 Densité

Comme les arbres en sous-étage sont souvent enchevêtrés, la densité a été évaluée par le dénombrement des tiges, mais également en évaluant le taux de couverture. Maltamo *et al.* (2005) ont effectué la régression du logarithme du nombre d'arbres en sous-étage par hectare et ont obtenu un R^2 de 0,87 (écart-type de 0,312). Goodwin *et al.* (2007) ont pour leur part évalué visuellement la densité de la couverture du sous-étage entre 0,5 et 4 m dans une zone d'étude sur l'Île de Vancouver. Ils ont ensuite comparé les valeurs obtenues pour 12 placettes (30 x 30 m) et 4 sous-placettes (15 x 15 m) avec la proportion des retours LiDAR compris entre 0,5 et 4 m sur le total des retours inférieurs ou égaux à 4 m. Ils ont obtenu un R^2 de 0,87 pour les placettes et 0,68 pour les sous-placettes, soulignant conséquemment l'effet de l'échelle dans la précision des estimations. En effectuant une véritable segmentation en trois dimensions à l'aide d'une méthode se basant sur une technique de traitement d'images appelée coupe normalisée (« *normalized cut* »), Reitberger *et al.* (2009) ont pu améliorer le taux de détection des strates basses et intermédiaires. En effet, par le biais de cette méthode, les auteurs ont détecté de 11 à 17 % plus d'arbres qu'à l'aide de l'algorithme *watershed*.

Bien que les résultats présentés ci-dessus soient encourageants, les études portant sur la caractérisation du sous-étage forestier demeurent encore marginales. En effet, la difficulté rencontrée pour isoler les retours correspondant à la végétation sous couvert pose toujours une limite importante. L'étude qui suit, soumise au Canadian Journal of Forest Research, présente une méthode d'extraction des retours appartenant à la végétation sous couvert ainsi que des méthodes d'estimation de la densité et de la hauteur du sous-étage à différentes échelles.

CHAPITRE V

QUANTIFYING THE HEIGHT AND DENSITY OF UNDERSTORY TREES AND SAPLINGS USING MULTI-RETURN AIRBORN LIDAR

Marie-Claude Jutras-Perreault and Benoît St-Onge

Department of Geography, University of Quebec at Montreal, P.O 8888, Box Centre-Ville,
Montréal, QC, Canada, H3C 3P8

RÉSUMÉ

Le sous-étage forestier joue un rôle prépondérant dans la dynamique forestière en contribuant à la conservation de la diversité biologique et à la productivité des écosystèmes. La capacité du signal LiDAR à pénétrer le couvert forestier suggère un fort potentiel du capteur pour estimer des paramètres propres au sous-étage. Une couverture LiDAR a été acquise dans le sud de la forêt boréale canadienne à l'aide d'un système Optech ALTM3100 enregistrant jusqu'à quatre retours par tir. La densité des arbres sous couvert a été estimée par l'extraction de maxima locaux sur des modèles de hauteur de sous-étage filtrés suivant une approche par voxels et par la construction de modèles de régression à partir de retours LiDAR. L'estimation de la densité des arbres sous couvert par le biais de la méthode des maxima locaux a été précise à 93 %. En ce qui a trait aux gaules, un $R^2 = 0.73$ a été obtenu de la régression de la densité de tiges à l'hectare et du nombre de retours par m^3 . La hauteur individuelle et moyenne des arbres en sous-étage et des maxima locaux, ainsi que la hauteur moyenne des gaules ont été estimées à l'aide d'une méthode de détection des inflexions de la distribution verticale du nombre de retours. Un filtre de dérivée première a été appliqué sur la distribution des retours classifiés en tranche de 1 m de hauteur, puis les inflexions maximales locales ont été extraites. Pour 285 arbres, la hauteur de l'inflexion a différé de la mesure terrain par au plus 2 m dans 60 % des cas. À l'échelle du quart de placette, la hauteur des arbres en sous-étage a été prédite à 84 % à l'aide de la méthode de détection des inflexions. Nous pouvons conclure de ses résultats que les retours LiDAR contiennent suffisamment d'information sur le sous-étage pour nous permettre d'en estimer la hauteur et la densité, et ce, même sous des canopées fermées.

ABSTRACT

The forest subcanopy plays a predominant role in forest dynamics by contributing to conservation of biological diversity and productivity of ecosystems. The ability of the LiDAR signal to penetrate the forest canopy suggests a high potential for estimating parameters specific to the understory. Using an Optech ALTM3100, LiDAR coverage was acquired with up to four returns per pulse over a southern boreal forest landscape in Canada. The density of subcanopy trees was estimated by extracting local maxima from voxel-based filtered subcanopy height models and from regression models using LiDAR returns. With the local maxima method, we predicted 93 % of the subcanopy trees density. For saplings, a $R^2 = 0.73$ was obtained from the regression of saplings density by hectare and the number of returns per m^3 . Individual heights of subcanopy trees and local maxima, together with average heights of subcanopy trees and saplings, were estimated using a method of detecting inflections in vertical profiles of LiDAR returns. A first-derivative filter was applied to the distribution of returns that were assigned to 1 m height bins, after which local maximum inflections were extracted. For 285 trees, inflection heights differed from observed heights by 2 m, at most, in more than 60% of cases. At quarter-plot scale, the inflection heights predicted subcanopy trees mean height for 84 % of the case. We conclude that LiDAR point clouds are a rich source of information on the understory, even when the canopy surface is closed.

Keywords: Understory, tree, height, density, LiDAR

Abbreviations: DBH, diameter at breast height; DGPS, Differential Global Positioning System; DTM, Digital Terrain Model; GPS, Global Positioning System; LiDAR, Light Detection and Ranging; RMSE, Root Mean Square Error; SCHM, Subcanopy Height Model; LDRTF, Lake Duparquet Research and Teaching Forest.

5.1 INTRODUCTION

Old-growth boreal forests of North America exhibit complex vertical and horizontal structures due to multiple events of fire, windthrow, insect outbreaks, and natural mortality. Despite the relative low number of canopy tree species (22), overall vegetation diversity is augmented by several lower vegetation layers, including mosses, herbs and shrubs (DeGrandpré et al. 2003), and by numerous slow-growing subcanopy trees. Understory composition depends on several factors, such as individual species response to regional climate, local site conditions, the composition of the canopy cover, disturbance history, and effects of forest management (De Grandpré et al. 2003). Overstory density (Kerns and Ohmann 2004; Bartemucci et al. 2006) and topography (Gracia et al. 2007) also play a role in determining the presence of shrubs. Previous research has indicated that open-canopy stands tend to support more shrubs than those with closed-canopies (Klinka et al. 1996; Bartemucci et al. 2006). Furthermore, understory composition is also strongly tied to a latitudinal gradient: total richness of the understory layer decreasing with latitude. Within the boreal forest, localized increases in richness are associated with the presence of deciduous and mixedwood stands, although Carleton and Maycock (cited in De Grandpré et al. 2003) concluded that 75% of understory species do not show any specificity for a particular canopy type. Since most boreal species have developed reproductive strategies that have allowed them to be maintained despite reoccurring fires, fire disturbance has had more of an impact on the distribution of understory and overstory species than has cover type (De Grandpré et al. 2003). Overall canopy openings and disturbance history are the two dominant factors explaining understory distribution.

The understory is of particular importance in the conservation of biological diversity, in that it contributes to forest resilience to disturbance. Through its selective influence on the growth and survival of various tree-dwelling species, the understory can act as an ecological filter, having a long-term impact on the structure and composition of the canopy, as well as on overall forest dynamics (George and Bazzaz 2003). Moreover, the understory plays a competitive role in the utilization of water and nutrient resources (McCune 1986; Riegel et al. 1992; both cited in Wedler et al. 1996), and has a great influence on nutrient cycling at the

local and ecosystem scale. Following disturbance, many pioneer species of herbs and shrubs play an important role in immobilizing released nutrients (Marks and Borman 1972, cited in Grandpré et al. 2003). When considering its contribution to forest stand biomass, the understory also exerts significant effects on carbon cycling (Wedler et al. 1996). The species encountered in this stratum have developed various strategies of light capture, of which increased leaf surface area is but one example. Changes in this morphological characteristic result in increased respiration and evapotranspiration, but more importantly, in increased CO₂-fixation and C gain (Wedler et al. 1996). The characterization and quantification of these subcanopy plants could greatly enhance our understanding of biodiversity and forest dynamics, while reducing uncertainties surrounding biomass estimates (Welder et al. 1996; George and Bazzaz 2003). Moreover, sustainable silvicultural practices can be enhanced as a result of better data acquired for saplings and trees of intermediate heights (Kozlowski 2002).

Traditional remote sensing tools supported forest inventory markedly by increasing the speed and frequency of data acquisition, and at the same time, increasing the precision of spatially registered data (McRoberts and Tomppo 2007). Since these methods are limited to describing forest overstory, they have proved to be ineffective for estimating the characteristics of the understory. Promising microwave approaches for mapping 3D forest structure (e.g., PolinSAR, see Williams and Jenkins 2009) and related techniques (e.g., Polarization Coherence Tomography, see Tebaldini 2008) are maturing, but many of these use airborne scanning LiDAR (Light Detection And Ranging) as a reference (Tebaldini 2008) to disentangle predicted vegetation profiles. LiDAR sensors have recently evolved into multiple return or small footprint full waveform systems. These innovations open up the possibility of improved detection of subcanopy vegetation.

Initially, methods that were based entirely or partly on LiDAR data were developed to determine the single or multistage character of stands, as well as detecting the various layers present. Zimble et al. (2003) resorted to using the variance of return heights to determine the presence of simple or multiple layers, and obtained a classification precision of 97%. Maltamo et al. (2005) examined the distribution of canopy vertical density by calculating the proportion of laser returns under different height quantiles. They then applied a histogram

thresholding method (*HistMod* algorithm) to the cumulative height distribution of laser returns to separate dominant from suppressed trees. Implementation of the *HistMod* algorithm and subsequent regression analysis allowed suitable classification of 24 of their 28 sample plots. Morsdorf et al. (2010) took a more sophisticated approach to discriminating three distinct vegetation layers (*Pinus halepensis* Miller, *Quercus ilex* L., and *Buxus sempervirens* L.), which vary from open canopies consisting of shrubs to dense and multilayer forest stands. They applied a combination of cluster analysis and Gaussian mixture models to LiDAR single return intensities and heights of the multiple return data. By comparing the height profiles of the trees against LiDAR data, they obtained an $R^2 = 0.73$ for a complex cover with three layers, and $R^2 = 0.96$ for a simple cover with single layering. The presence of shrubs, however, was well-classified in only 48% of the cases. Martinuzzi et al. (2009) used the decision tree classification method using the software Random Forests (Breiman 2001) to predict the presence/absence of shrubs with more accuracy (83%) from a set of LiDAR-derived metrics and terrain attributes. The reduced set of predictor variables entered into the random forests had been pared down with a selection algorithm (varSelRF, R software) to the proportion of ground returns (height = 0 m), the proportion of returns associated with 1-2.5 m vegetation layer, and the slope percentage (Stage 1976, cited in Martinuzzi et al. 2009). Hill and Broughton (2009) explored the understory presence/absence by combining two LiDAR surveys made at different times of the year. The first survey was conducted for a developed subcanopy layer, where the canopy had not flushed out (leaf-off condition). The second flight occurred over a fully developed canopy (leaf-on condition). By combining first returns of the leaf-on condition survey with the last returns of the leaf-off condition survey, the authors were able to successfully detect the presence/absence of shrubs in 77% of the cases. In the previously cited studies, height of LiDAR returns is the key to detect the presence/absence of shrubs, but also to determine the number of layers.

Determining the density of trees in the understory from LiDAR returns is not a trivial problem, given that stems are highly intertangled, overlapped, and obscured. Maltamo et al. (2005) conducted regressions on log-tree number per hectare in the understory, according to the proportion of returns below various heights and obtained an R^2 of 0.87 (standard deviation of 0.31). Goodwin et al. (2007) visually estimated cover percentages in the

understory (between 0.5 and 4 m) for 12 plots (30 m x 30 m) and 4 subplots (15 m x 15 m) sampled on Vancouver Island. By comparing observed density with the relationship between the proportion of LiDAR returns between 0.5 m and 4 m, and total of returns lower or equal to 4 m, they obtained an $R^2 = 0.87$ for the plots and $R^2 = 0.68$ for the subplots. Reitberger et al. (2009) improved detection rates for low and intermediate layers by three-dimensional segmentation of point clouds through the image processing technique referred to as a normalized cut. Indeed, the authors detected from 11 to 17% more trees by means of this method than by using a more conventional watershed algorithm. The difficulty in estimating the density of subcanopy trees is the intermingling of the stems. However, studies have yielded interesting results by means of regression between the density of observed LiDAR returns and the density of stems, as well as a segmentation of 3D point cloud.

Until now, few studies have attempted to estimate the height of the subcanopy layers. Nevertheless, the use of height percentiles and clustering in the extraction of LiDAR returns from height-corrected profiles allowed Riaño et al. (2003) to extract tree height, height to the base of the tree crowns, as well as the height of the understory. The algorithm designed to separate canopy and subcanopy strata can be applied even when there is no gap dividing the two layers. Maltamo et al. (2005) used regression models to predict log-Lorey height for the understory trees (Lorey height is basal area-weighted contributions of trees to average stand height, Loetsch and Haller 1973). They obtained an $R^2 = 0.76$ (standard deviation = 0.13). Modelling average Lorey height could be problematic since the only independent variable in the model is the maximum height of trees in the understory.

Our study is motivated by the growing importance of understory in forest management, as well as the scarcity of studies on its characterization. The goal of our study was to develop methods to assess the density and height of the understory vegetation in natural boreal forest using multi-return LiDAR. Our specific objectives are: 1) to estimate subcanopy tree and sapling densities by establishing a correspondence between the LiDAR data and observed densities in the field; and 2) to estimate height of subcanopy trees and saplings based on LiDAR returns.

5.2 STUDY SITE AND MATERIALS

The study site is located inside the Lake Duparquet Research and Teaching Forest (LDRTF, 79° 22' W, 48° 30' N), managed by the Université du Québec à Montréal (UQAM) and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT). Situated in the southern part of the Quebec (Canada) boreal forest, within the western balsam fir-white birch bioclimatic domain (Grondin 1996), the site is characterized by low hills with elevations ranging between 227 m and 335 m ASL. The current forest mosaic of the LDRTF has been shaped, in part, by eight major fires that have passed through the territory in the past 250 years (1760, 1797, 1823, 1847, 1870, 1923, 1944, and 1964; Bergeron and Dansereau 1993, Bergeron et al. 2002), and by three major spruce budworm epidemics (1919-1929, 1930-1950, 1970-1987; Morin et al. 1993). The forest mosaic is characterized by mature or over-mature mixedwood stands that are dominated by balsam fir (*Abies balsamea* [L.] Mill.), white or paper birch (*Betula papyrifera* Marsh.), trembling aspen (*Populus tremuloides* Michaux), jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.), and white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss.), and which are capable of attaining heights of 20 to 25 m.

LiDAR data were acquired on 12 July 2007 using an airborne laser terrain mapper (Optech ALTM3100, Vaughan, ON, Canada). The density of first returns was 7.5 returns m⁻², and 13.4 returns m⁻² for all returns. The last returns were classified as ground and non-ground using Terrascan software (Terrasolid, Helsinki, Finland). The ground-classified last returns were used to build the digital terrain model (DTM) with a resolution of 0.5 m. Table 5.1 presents the key survey and LiDAR instrument parameters. Figure 5.1 shows LiDAR point clouds examples in which subcanopy vegetation is clearly visible.

LiDAR	ALTM3100
Power (μJ)	110
Nominal flight altitude (m AGL)	600
Divergence (mrad)	0.3
Nominal footprint size at nadir (cm)	18
Pulse frequency (Hz)	50 000
Max. scan angle at nadir (degrees)	10
First return density (returns m^{-2})	3.2

Table 5.1 Specification of the LiDAR data acquisition.

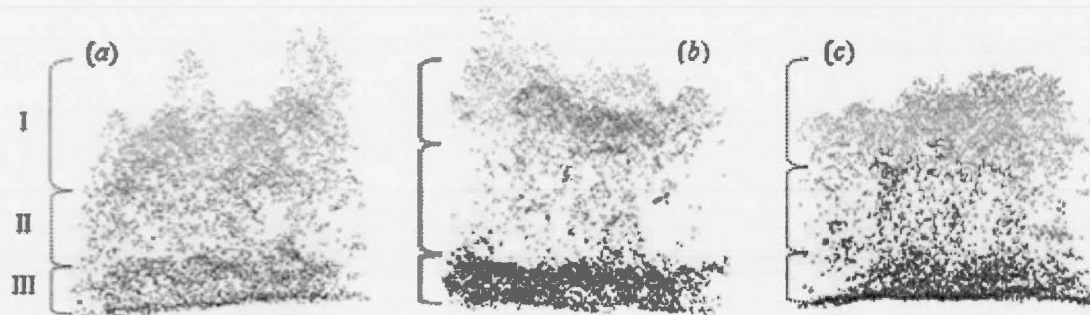


Figure 5.1 Vertical distribution of the point clouds for three different plots for the canopy cover (I), understory trees (II) and saplings (III). (a) Canopy cover: white spruce, trembling aspen and paper birch; understory: mountain maple (*Acer spicatum* Lam.), balsam fir and paper birch; saplings: mountain maple, balsam fir. (b) Canopy cover: trembling aspen; understory: balsam fir, white spruce; saplings: mountain maple, balsam fir. (c) Canopy cover: jack pine; understory: white spruce, balsam fir and paper birch; saplings: white spruce, balsam fir and mountain maple.

Field data that were used to ground truth the LiDAR scans were acquired in July and August 2007. Six square plots of 576 m^2 , which were each composed of 16 quadrats ($6 \text{ m} \times 6 \text{ m}$), were located and sampled. The plots were chosen for their representativeness of particular stands and to maximize variability between them, with regards to dominant species and understory density. Plots 1 and 2 were selected for their high sapling densities under mixedwood and hardwood tree covers, respectively; plots 8, 11, and 13 included numerous suppressed and intermediate trees. Table 5.2 provides a detailed description of the plots.

Plot No.	Stand structure	Stand comp.*	Dominant species†	Understory species‡	Understory density (stem ha ⁻¹)	Sapling density (stem ha ⁻¹)
1	Uneven	Mixed	Sw, Pt, Bw	Mm, Bf, Bw	600	9100
2	Even	Hard.	Pt	Bf, Sw	300	13100
8	Uneven	Soft.	Pj	Sw, Bf	1400	3300
10	Even	Soft.	Pj, Sw, Pt	Bf, Sw, Bw	700	5200
11	Uneven	Soft.	Pj	Sw, Pj, Bw	1300	3900
13	Uneven	Hard.	Bw, Pj	Mr, Sw, Bf	1100	7800

Table 5.2 Characteristics of plots sampled for LiDAR survey.

*Stand comp., stand composition; Hard., hardwood; Soft., softwood

†Sw, white spruce; Pt, trembling aspen; Bw, with birch; Pj, jack pine

‡Mm, mountain maple; Bf, balsam fir; Mr, red maple

Within each plot, every tree ≥ 5 cm diameter at breast height (DBH, 1.3 m) was georeferenced with a total station linked to a differential GPS (DGPS) to obtain sub-metre absolute accuracy and centimetre relative accuracy. To ensure a maximum precision under dense forest cover, measurements were initially taken in relative mode. Closing traverses performed using a total station were tied to points which positions were established with cm precision using a carrier phase differential GPS. Markers placed along the traverses were used as anchor points for accurately determining the absolute position of each tree within the plots. The height of these individual trees was measured using a Vertex or height pole, after which crown radii were recorded along four orthogonal azimuths. The trees were classified as dominant, codominant, intermediate, or suppressed depending of the layer occupied by their crown. A percentage of defoliation was also estimated for each tree. For trees that leaned $> 5^\circ$, the degree of inclination and the leaning azimuth were measured with clinometers and a compass. After eliminating trees that leaned more than 20° from the vertical, together with those individuals lacking crowns, a total of 285 suppressed and intermediate trees were measured, with heights varying from 2.4 to 20.4 m. Saplings (height > 1 m; DBH < 5 cm) were counted and classified as softwoods or hardwoods for each quadrat. The mean height of the saplings in a quadrat was noted when their height was relatively uniform, which was the case for 26 quadrats. Quadrats in which saplings exhibited heterogeneous heights were not

characterized. Density of regeneration on the ground, i.e., stems < 1 m tall, was visually assessed per quadrat and assigned to two groups, i.e., 'sparse' or 'dense'.

Subsequently, LiDAR data were subdivided by plot, by quarter-plot, and by individual quadrats to evaluate the effect of scale on the analyses. The visibility of individual trees through the canopy was evaluated, based on the LiDAR point cloud and CHM, where each tree was classified either as visible, partially occluded, or not visible from above (airborne viewpoint). A similar process was followed to classify understory vegetation in the quarter-plots and in quadrats within these as either visible or nonvisible; those coarser scales did not allow us to classify them into the three aforementioned categories. Proportions of conifers in the quarter-plots (suppressed and intermediate conifers divided by the total of suppressed and intermediate trees), together with the proportion of saplings and suppressed conifers in the quadrats were also calculated. Conifer proportions that were ≥ 0.50 were arbitrarily described as 'dense', while those below this threshold were denoted as 'sparse'. Proportions of intermediate trees in the quarter-plots and quadrats were also recorded as sparse or dense, based on this same threshold criterion.

5.3 METHODS

Methods were developed to estimate density and height of subcanopy trees. First, data were processed to be standardized and filtered, and height profiles were extracted. Second, subcanopy tree and sapling densities were estimated by applying a local maxima method to voxelized and thresholded (subcanopy) LiDAR canopy height models, and by establishing a correspondence between the LiDAR data (unstandardized and standardized estimates) and observed densities in the field. Third, height of subcanopy trees and saplings was estimated from an inflection analysis method based on LiDAR returns. Data processing and methods are presented below.

5.3.1 LiDAR data preparation and binning

The analyses presented in this paper are based on LiDAR return counts reported per 1-m height bin. The total number of returns per bin was calculated per plot, per quarter-plot, per quadrat, and for delineated point clouds of each individual subcanopy tree. This permitted assessment of scale effects on the results as well as comparison between arbitrary subdivisions (plot, quarter-plot, quadrat) and object-based spatial units.

5.3.1.1 Standardization

As they travelled through the canopy, laser pulses are partly or entirely reflected before reaching subcanopy levels. To compensate for the progressive attenuation of laser pulses, a standardization method similar to that proposed by Riaño et al. (2003) was developed. Let S be a rectangular 3D space of dimensions l_x , l_y and l_z , such that $l_x = x_{\max} - x_{\min}$, etc., and surface $A_S = l_x l_y$. Let D_S be the horizontal domain of S such that $x_{\min} \leq x \leq x_{\max}$ and $y_{\min} \leq y \leq y_{\max}$. Further, let A_V be the vertical surface projection of objects (vegetation) contained within S in the section of a plane defined by D_S at z_{\max} (z_{\max} corresponding to the top of a bin). The probability that returns occur following vertical laser pulses (a first approximation) into S (let P_r be the probability that a pulse in S will be returned) is proportional to A_V/A_S ($P_r \propto A_V/A_S$) if the elements of A_V are randomly distributed. N_r , the number of returns of any type (first, second, etc.) in S will be equal to:

$$N_r = N_i P_r \quad (1)$$

where N_i is the number of laser pulses incident to the plane section defined by D_S to z_{\max} . We posit that P_r will depend on the spatial distribution of vegetation density in the field. To verify this hypothesis, given the variability of N_i in the same plot, it was necessary to isolate P_r in the following way:

$$P_r = N_r / N_i \quad (2)$$

where N_i is the number of incident pulses (uniquely identifiable by GPS time), with at least one return recorded in D_S at or below z_{\max} (thus, between $z = 0$ and z_{\max}). It should be noted that N_i corresponds to the total number of incidental laser pulses at the canopy surface less the number of pulses that were completely stopped above a bin (the last return of which is

located above the bin). Within the framework of our study, standardized data were used only to estimate the density of trees and stems in the understory.

5.3.1.2 LiDAR point cloud filtering

LiDAR data contain noise which needs to be removed. Therefore, the original LiDAR dataset need to be filtered of the data points that are not relevant to identify the understory. A simple noise suppression method was applied to point cloud data to facilitate certain analyses, such as detection of local maxima under the canopy. First, the number of returns was counted per 1 m³ voxel (i.e., volumetric picture element). A first filtered version was created by removing returns within voxels which had one count and a second version by removing returns within voxels which had two or fewer counts. Figure 5.2 shows the effect of point cloud cleaning. We retained the first version of the filtered data, since it represented the best compromise between conserving and simplifying the information contained within. The filtered returns were only employed to create subcanopy height models (SCHM) (with Inverse Distance Weighted interpolation algorithm of ArcGIS) that were used in the extraction of local maxima.

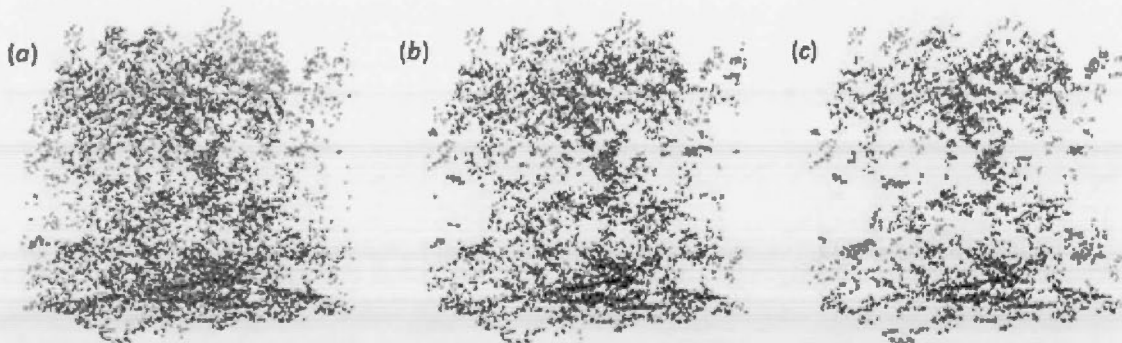


Figure 5.2 Suppression of isolated returns within a plot. (a) Complete point cloud. (b) Returns within voxels having more than one return. (c) Returns within voxels having more than two returns.

5.3.1.3 Inflection analysis method in height estimation

A method was developed to estimate the heights of individual subcanopy trees within treewise delineated point clouds, as well as average heights per quarter-plot and quadrat. Inflections in the curves depicting the vertical distribution of the number of returns were

detected by computing the first derivative of the curve formed by the return counts per 1-m vertical bin. Then a 3 m vertically moving window was used to detect the strongest local inflection point.

5.3.2 Density of subcanopy trees and saplings

The density of subcanopy trees was estimated using a local maxima approach on the SCHM; assuming that individual subcanopy trees would create protuberances in the SCHM. Returns between certain height thresholds, i.e., within the vertical strata of subcanopy trees, were extracted for each plot. These thresholds had been determined for each plot using the inflection analysis method. Since the first inflection from the ground was identified as belonging to the ground and low-rise saplings, the lower threshold was set to 1 m above the first inflection. The upper threshold was set to the strongest inflection between 3 to 15 m, giving that most of the subcanopy trees did not exceed 15 m in height. The points between the low and high thresholds were extracted and filtered (isolated returns were eliminated using voxel counts) to create a per-plot subcanopy height model (SCHM). Using an in-house C++ application, local maxima within circular windows, the radii of which varied according to the height (H) of the central pixel (equation 3), were identified on filtered SCHM, the coefficient having been determined experimentally.

$$radius = 0.5 + 0.1 * H^{0.8} \quad (3)$$

5.3.3 Heights of subcanopy trees and saplings

Heights of subcanopy trees were first estimated without automatic detection and delineation. The X-Y coordinates of each tree was obtained with the total station and the field measured radii in four directions were used to draw the crown perimeter and delineate a column that ran from ground level to the top of the canopy. The LiDAR returns within columns corresponding to each of the 285 single trees were extracted. For leaning trees, the column was centred on the tree apex, rather than on the stem base X-Y position. The first derivative of the curve formed by the return count per 1-m vertical bin within each column was computed. The maximum first derivative score located between arbitrary levels of 3 m and

15 m was taken as the predicted height of subcanopy trees. In cases where more than one height corresponded to the highest first derivative score, the lower one was retained.

5.4 RESULTS

5.4.1 Density of subcanopy trees and saplings

Following the local maxima approach described previously, 235 local maxima were identified throughout all plots. A Poisson distribution (Fig. 5.3) of distances between local maxima and the closest neighboring tree indicates that the expected positioning error was 1.66 m.

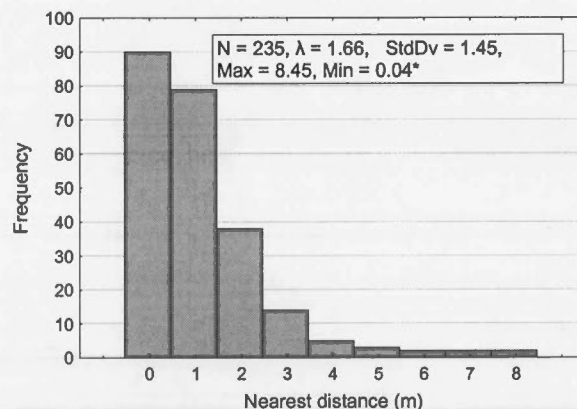


Figure 5.3 Poisson distribution of distances between local maxima and the closest neighboring tree.

*N, number of local maxima; λ , average distances; StdDv, Standard deviation; Max, maximum distance; Min, minimum distance

Because quadrat size was small (6 m x 6 m) and contained few subcanopy trees, we present only results on a per quarter-plot basis (12 m x 12 m). The overall correlation between the number of detected local maxima and in situ subcanopy tree stem counts that used voxels with more than one return is 0.93 ($R^2 = 0.86$), with an RMSE of 367 trees per ha (i.e., 21 trees per 576 m² plot). Figure 5.4 shows, for a given plot, the locations of detected local maxima

compared to the true positions of trees in the field. Analysis of variance (ANOVA) showed that, for a dense canopy, a high proportion of intermediate and coniferous trees did not significantly affect densities estimated by the method of local maxima (Table 5.3).

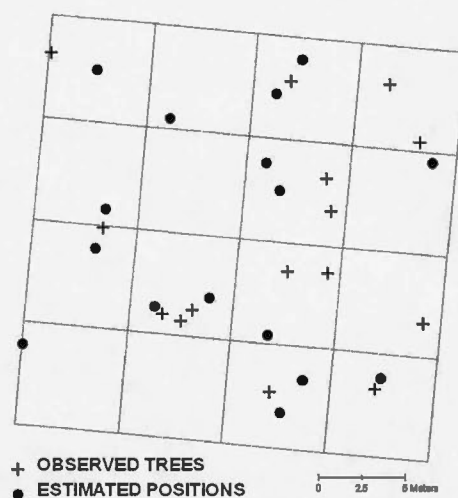


Figure 5.4 Comparison of actual tree positions and those of local maxima detected for plot 2.

Source*	DF†	MS‡	F	p
Proportion of coniferous	1	185 541	1.636	0.220
Proportion of intermediates	1	102 135	0.901	0.358
C*I	1	102 135	0.901	0.358
Error	15	113 410		

Table 5.3 ANOVA summary of differences between observed tree density per quarter-plot and those predicted using local maxima method. There are no significant effects.

*C, proportion of coniferous trees; I, proportion of intermediate trees

†DF, degree of freedom

‡MS, mean square error

To evaluate the correspondence between the density of LiDAR returns (standardized and not standardized) and density of the subcanopy vegetation, linear regressions were performed. For the quarter-plots, the density of LiDAR returns per m^3 was calculated between two heights that were identified using inflection analysis method and which had been used to segment the point clouds to create the SCHM. Returns below the upper height threshold were standardized according to the previously described method (section 5.3.1). For quarter-plot, the regression of saplings per hectare and density of returns per m^3 gave a $R^2 = 0.73$, and a $R^2 = 0.53$ with standardized returns. Analysis of covariance (ANCOVA) revealed that the correlation between the density of all subcanopy trees per quarter-plot and the density of LiDAR returns per m^3 differed according to the proportion of intermediate trees. The effect of this proportion was positive for low densities of trees and negative for high densities ($P = 0.020$; Fig. 5.5 and Table 5.4). However, the proportion of intermediate trees did not affect the correlation between standardized returns and the observed density of trees. Densities of saplings and suppressed trees per quadrat were estimated from equations with R^2 values of 0.22 and 0.44, using unstandardized and standardized returns, respectively. Visibility, the proportion of suppressed conifers, and the proportion of intermediate trees also did not have a significant effect, whether the model was run using standardized returns or unstandardized returns. With respect to regeneration density (stem heights < 1 m), which were visually classified by quadrat into sparse or dense categories, no correlation was observed with the density of original returns per m^3 at 0.2-1 m height or with standardized returns.

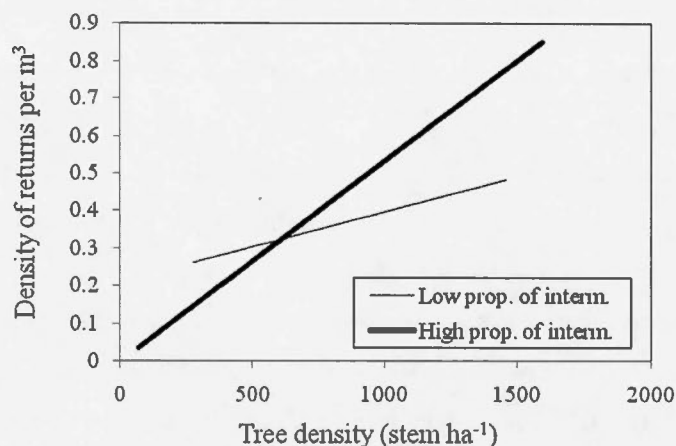


Figure 5.5 Effects of the proportion of intermediate trees per quarter-plot on the regression models of tree density (stem ha⁻¹) and density of returns per m³ between 3 and 15 m for quarter-plots with a low proportion of intermediate trees and those with a high proportion.

Source*	DF†	MS‡	F	p
Density of subcanopy trees	1	0.277	37.975	< 0.001
Proportion of coniferous	1	0.008	1.036	0.329
Proportion of intermediates	1	0.026	3.502	0.086
C*I	1	0.000	0.057	0.816
C*Density	1	0.008	1.161	0.303
I*Density	1	0.053	7.243	0.020
Error	12	0.007		

Table 5.4 ANCOVA summary of relation between the density of trees per quarter-plot and the density of LiDAR returns per m³. Significant effects ($p < 0.05$) are highlighted in boldface type.

*C, proportion of coniferous trees; I, proportion of intermediate trees

†DF, degree of freedom

‡MS, mean square error

5.4.2 Heights of subcanopy trees and saplings

First, when compared to field-measured heights, 43% of LiDAR-predicted heights differed by < 1 m, and 62% by < 2 m, from observed values. Suppressed trees were better detected than were intermediate trees (49% of the former differed by < 1 m, compared to 35% of the latter). Analysis of variance emphasized not only the highly significant difference between suppressed and intermediate individuals ($P < 0.001$) but the tendency for the model to underestimate heights of intermediates by 2.34 m and overestimate suppressed trees by 1.14 m (Fig. 5.6 and Table 5.5). Moreover, 48% of trees that were classified as visible from above had a height difference of < 1 m, compared to 39% of occluded trees. Post hoc comparisons (Tukey's tests) detected a significant difference between the visible class and the partially occluded and nonvisible classes ($P = 0.041$; Table 5.5). Indeed, the model had a tendency to underestimate heights of trees visible from above the canopy by 1.74 m. ANOVA showed no significant difference between coniferous and deciduous trees; thus, the type of tree had no influence on the quality of the model.

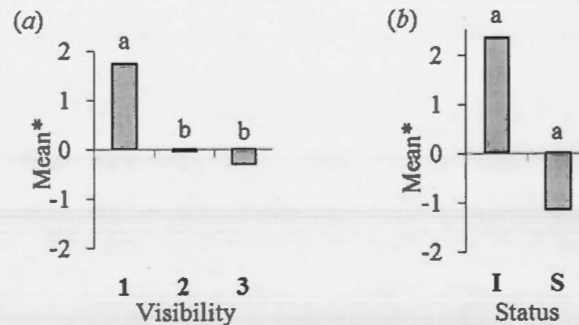


Figure 5.6. Mean height difference between field-measured heights and LiDAR-predicted heights according to visibility and status.

*Mean: mean height difference

Source*	DF†	MS‡	F	p
STATUS	1	639.434	45.385	< 0.001
TYPE	1	41.758	2.964	0.086
VISIBILITY	2	45.655	3.240	0.041
STAT*TYPE	1	0.262	0.019	0.892
STAT*VIS	2	3.703	0.263	0.769
TYPE*VIS	2	0.170	0.012	0.988
STAT*TYPE*VIS	2	0.126	0.009	0.991
Error	273	14.089		

Table 5.5 ANOVA summary of differences between observed tree heights and those predicted using the inflection analysis method on the trees of known positions. Significant effects ($p < 0.05$) are highlighted in boldface type.

*STAT, status; VIS, visibility

†DF, degree of freedom

‡MS, mean square error

Second, according to the inflection analysis method between the arbitrary levels of 3 m and 15 m, the estimated height of the trees of known position favorably compared with that of the local maxima (R^2 of 0.79). ANOVA emphasized significant differences among individuals in terms of their visibility and status ($P = 0.011$; Fig. 5.7 and Table 5.6). Indeed, the partially and completely occluded visibility classes were significantly different for intermediate trees. The model tended to underestimate the height of partially occluded intermediate trees by 1.67 m, and to overestimate those that were completely occluded by 1.59 m. Trees of suppressed and intermediate status were also significantly different for the partially occluded class, with the model underestimating the height of suppressed trees by 1.0 m.

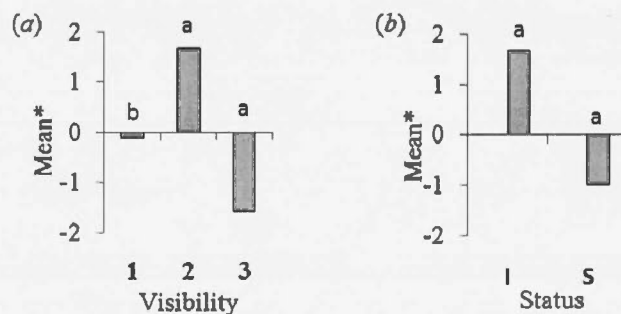


Figure 5.7 Mean height difference between estimated height of trees and estimated height of local maxima according to visibility and status.

*Mean, mean height difference

Source*	DF†	MS‡	<i>F</i>	<i>p</i>
STATUS	1	2.739	0.239	0.626
TYPE	1	3.239	0.282	0.596
VISIBILITY	2	33.453	2.916	0.056
STAT*TYPE	1	3.994	0.348	0.556
STAT*VIS	2	52.776	4.600	0.011
TYPE*VIS	2	16.762	1.461	0.234
STAT*TYPE*VIS	2	1.568	0.137	0.872
Error	200	11.473		

Table 5.6 ANOVA summary of differences between tree of known position heights and those of local maxima using the inflection analysis method. Significant effects ($p < 0.05$) are highlighted in boldface type.

*STAT, status; VIS, visibility

†DF, degree of freedom

‡MS, mean square error

Third, subcanopy average height at the quarter-plot scale was also evaluated with the method of inflection analysis within the same arbitrary levels of 3 m and 15 m. The estimated values were then compared with average subcanopy tree heights per quarter-plot (285) as well as those extracted by the local maxima method (235) (respectively $R^2 = 0.84$ and $R^2 = 0.89$). ANOVA demonstrated in both cases that the proportion of intermediate and coniferous trees did not significantly affect the estimate of average height of subcanopy trees at the

quarter-plot scale. The model tended to underestimate the observed height of trees by 1.76 m and that of the local maxima by 0.92 m.

Finally, for saplings, the first inflection that was detected at a height greater than 1 m was taken as the average height of the saplings. The threshold of 1 m was fixed to eliminate ground and low returns, especially those associated with regeneration (stem heights < 1 m). The discrepancy between field and LiDAR-predicted heights was < 1 m in 69% of cases (< 2 m in 92% of cases) with a global bias of 0.35 m. In conducting ANOVA, it became apparent that effects of visibility levels and the proportion of intermediate trees per quadrat were not important in estimating heights in quadrats having a small proportion of conifers, i.e., 25 of 26 quadrats.

5.5 DISCUSSION AND CONCLUSION

Our results show that multireturn LiDAR data analysis can provide information on subcanopy vegetation structure in dense natural boreal forests. It allowed us to estimate tree and sapling densities beneath the canopy surface, as well as their individual or stratum heights. In general, density was estimated less precisely than height, for both trees and saplings. There was no significant difference, however, between the two approaches that were used to estimate density, i.e., the method of local maxima and the construction of regression models using return numbers. Accurate quantification of subcanopy structure nevertheless remains a challenging task. Intermingling of the crowns made the extraction of individual trees more difficult. Thus, the method was only used to extract the positions of intermediate and suppressed trees; saplings were too greatly intermingled to permit evaluations of individuals. Notwithstanding this limitation, Poisson distribution illustrated that the difference between local maxima and tree positions was rather low ($\lambda = 1.66$ m), although the number of local maxima was appreciably lower than that of trees.

For the most part, regression models were able to estimate the density of suppressed and intermediate trees at a reasonable level (R^2 of 0.73). However it could predict only to 44% the

sapling densities. This disparity between the prediction of subcanopy tree density and sapling density could be explained, in part, by the substantial intermingling of sapling crowns. Moreover, data standardization was performed to compensate for progressive attenuation of the laser signal as it traversed the canopy. Contrary to expectations, however, regressions based on the density of returns per m^3 had more predictive power than were those based on standardized returns. The latter nevertheless made it possible to eliminate variable effects attributable to the proportion of intermediate trees on the model. Except for these effects, the model was not influenced by overstory opacity, the proportions of coniferous or intermediate trees, together with return densities per m^3 or standardized returns. The lack of correlation between LiDAR return densities and regeneration density (i.e., stem heights < 1 m) was likely due to the pronounced signal attenuation at the bottom of the canopy, but also to the uncertainties associated with classifying returns as ground or not ground.

The inflection analysis method used to estimate tree heights was based on the premise that empty space separates the base of the dominant or codominant tree crowns from the apex of the underlying intermediate or suppressed individuals. In several cases, the apex of intermediate trees reached the codominants, eliminating the possibility of an intervening space. The model was not as precise in estimating heights of intermediate compared to suppressed trees, with the former underestimated by 2.34 m, and the latter overestimated by 1.14 m. The absence of a gap between the top of an intermediate red maple and the crown base of a paper birch codominant, and the effects that its absence can impose on delineating the two strata, is presented in Figure 5.8a as an example of this class of problem. The algorithm detected the first important inflection, which seemed to correspond to a strong change in crown density of the intermediate tree. Although the shape of deciduous and coniferous tree crowns is quite different, this does not appear to have influenced the precision of the estimates. However, overstory opacity influenced the effectiveness of the model. In the absence of cover, the model's capability to estimate heights of both individual trees and local maxima decreased, especially given the 1.74 m under-estimate of tree height. Indeed, the algorithm is inefficient on uncover conditions because it was designed to detect gaps between under- and overstory. A total of eight intermediate trees under open canopy conditions had their heights underestimated because the 15 m upper threshold was actually lower than the

heights of these trees. Figure 5.8b illustrates an example of height under-estimation for a 16.6 m-tall intermediate red maple. In addition, contrary to density estimates, per quadrat sapling heights were better estimated than those of subcanopy trees per quarter-plot, given their respective R^2 values of 0.84 and 0.90. The homogeneity of the sapling heights is the main explanation for this result.

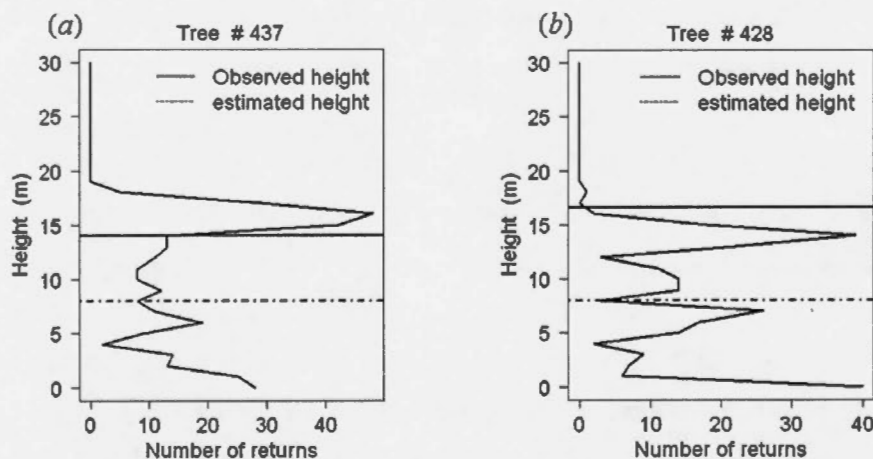


Figure 5.8 (a) Height underestimation of an intermediate red maple due to the close proximity of its top to the crown base of a paper birch, (b) Height underestimation of a red maple due its height exceeding that of the 15 m threshold.

Our results tend to corroborate those of previous studies in finding that LiDAR provided relevant information on the understory. Regression models were also used by Maltamo et al. (2005) to estimate the logarithm of subcanopy tree densities, and by Goodwin et al. (2007) to estimate densities of trees less than 4 m in height (R^2 of 0.87 for the two studies). Moreover, Maltamo et al. (2005) used regression models to estimate Lorey mean height of understory trees in mixed coniferous stands in southern Finland (R^2 of 0.76). Neither study tried to evaluate the effect of status, its type or cover opacity on the precision of height or density estimates of subcanopy trees, but Goodwin et al. (2007) did note the importance of scale in these determinations. Indeed, by reducing the size of their plots by half, the authors decreased the capability of their model to predict the subcanopy densities from 87% to 68%. Riaño et al. (2003) experienced great difficulty in separating, by means of clustering, trees of different

strata when more than two layers are present within the stand. In addition, the density of vegetation material, which results in progressive attenuation of the laser signal as it traverses the canopy, requires a sufficiently high density of LiDAR points to allow the study of various forests attributes. The sites of the previous studies were mostly located in semi-natural coniferous forests. Except for Maltamo et al. (2005), no indications on the density of understory have been provided by other authors. The geographic areas studied and the type of vegetation present, however, leaves us to believe that understories are less dense than those of our study site in natural, mixed boreal forest.

Regression models and local maxima method, together with the inflection analysis method we developed, have shown the great potential for LiDAR data to estimate the density and height of vegetation under forest covers. Future improvements to performance could be expected from modifications of our methods, such as seeking optimum parameters for bin height and detection of inflections, adapting filter strength according to first return density, or using height percentiles instead of absolute heights as a criterion. Progress could also be achieved by using terrestrial LiDAR (van Leeuwen and Nieuwenhuis 2010) to generate more detailed field reference data, thereby improving our capacity to calibrate and fine tune methods. Moreover, small footprint full waveform LiDAR could provide a greater amount of understory information (Chauve et al. 2007) than the discrete return LiDAR sensor used in this study. More recently, the concept of multispectral LiDAR sensor was tested using radiative transfer modelling (Morsdorf et al. 2009). The use of spectral information contained in the returned signal could be useful to differentiate between occluded softwood and hardwood subcanopy trees. Finally, the use of ancillary data such as canopy surface species types, and stand age origin, among others, could lead to better characterization of overall stand biomass, habitat diversity, and optimal silvicultural treatments.

Much remains to be done to reliably characterize subcanopy vegetation. However, the existence of a strong subcanopy signal in the LiDAR point cloud that correlates with the density and height of trees and saplings in dense natural forests has been demonstrated.

RÉFÉRENCES

- Bartemucci, P., C. Messier et C.D. Canham. 2006. «Overstory influences on light attenuation patterns and understory plant community diversity and composition in southern boreal forests of Quebec». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, no 9, p. 2065-2079.
- Bergeron, Y., et P.-R. Dansereau. 1993. «Predicting the Composition of Canadian Southern Boreal Forest in Different Fire Cycles». *Journal Of Vegetation Science*, vol. 4, no 6, p. 827-832.
- Bergeron, Y., B. Denneler, D. Charron et M.-P. Girardin. 2002. «Using dendrochronology to reconstruct disturbance and forest dynamics around Lake Duparquet, northwest Quebec». *Dendrochronologia*, vol. 20, no 1-2, p. 175-189.
- Breiman, L. 2001. «Random Forests». *Machine Learning*, vol. 45, p. 5-32.
- Chauve, A., C. Mallet, F. Bretar, S. Durrieu, M.P. Deseilligny et W. Puech. 2007. «Processing full-waveform lidar data: modelling raw signals». In *ISPRS Workshop on Laser Scanning 2007 and SilviLaser 2007* (Espoo, Finland, September 12-14, 2007), p. 1-6.
- De Grandpré, L., Y. Bergeron, T. Nguyen, C. Boudreault et P. Grondin. 2003. «Composition and Dynamics of the Understory Vegetation in the Boreal Forests of Quebec». In *The Herbaceous Layer of Forests of Eastern North America.*, Frank Gilliam et Mark R. Roberts, p. 238-264. New York: Oxford University Press.
- George, L.O., et F.A. Bazzaz. 2003. «The Herbaceous Layer as Filter Determining Spatial Pattern in Forest Tree Regeneration». In *The Herbaceous layer in Forests of Eastern North America*, Frank S. Gilliam et Mark R. Roberts, p. 265-282. New York: Oxford University Press.
- Goodwin, N.R., N.C. Coops, C. Bator et S.E. Gergel. 2007. «Assessment of sub-canopy structure in a complex coniferous forest». In *ISPRS Workshop on Laser Scanning 2007 and Silvilaser 2007* (Espoo, Finlande, 12 au 14 septembre), p. 169-172.
- Gracia, M., F. Montané, J. Piqué et J. Retana. 2007. «Overstory structure and topographic gradients determining diversity and abundance of understory shrub species in temperate forests in central Pyrenees (NE Spain)». *Forest Ecology and Management*, vol. 242, p. 391-397.

- Hill, R.A., et R.K. Broughton. 2009. «Mapping the understorey of deciduous woodland from leaf-on and leaf-off airborne LiDAR data: A case study in lowland Britain». *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, vol. 64, p. 223-233.
- Kerns, B.K., et J.L. Ohmann. 2004. «Evaluation and prediction of shrub cover in coastal Oregon forests (USA)». *Ecological Indicators*, vol. 4, p. 83-98.
- Klinka, K., H.Y.H. Chen, Q. Wang et L. de Montigny. 1996. «Forest Canopies and Their Influence on Understory Vegetation in Early-Seral Stands on West Vancouver Island». *Northwest Science*, vol. 70, no 3, p. 193-200.
- Kozlowski, T.T. 2002. «Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management». *Forest Ecology and Management*, vol. 158, p. 195-221.
- Lee, A., R. Lucas et C. Brack. 2007. «Quantifying Vertical Forest Stand Structure Using Small Footprint Lidar to Assess Potential Stand Dynamics». *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol. 36, no 8/W2, p. 213-217.
- Loetsch, F., et K.E. Haller. 1973. «Forest inventory», vol. 1-2, BLV Verlagsgesellschaft, Munich.
- Maltamo, M., P. Packalén, X. Yu, K. Eerikäinen, J. Hyypä et J. Pitkänen. 2005. «Identifying and quantifying structural characteristics of heterogeneous boreal forests using laser scanner data». *Forest Ecology and Management*, vol. 216, p. 41-50.
- Martinuzzi, S., L.A. Vierling, W.A. Gould, M.J. Falkowski, J.S. Evans, A.T. Hudak et K.T. Vierling. 2009. «Mapping snags and understory shrubs for a LiDAR-based assessment of wildlife habitat suitability». *Remote Sensing of Environment*, vol. 113, p. 2533-2546.
- McRoberts, R.E., et E.O. Tomppo. 2007. «Remote sensing support for national forest inventories». *Remote Sensing of Environment*, vol. 110, p. 412-419.
- Morin, H., D. Laprise et Y. Bergeron. 1993. «Chronology of spruce budworm outbreaks near Lake Duparquet, Abitibi region, Quebec». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 23, no 8, p. 1497-1506.
- Morsdorf, F., C. Nichol, T. Malthus et I.H. Woodhouse. 2009. «Assessing forest structural and physiological information content of multi-spectral LiDAR waveforms by radiative transfer modeling». *Remote Sensing of Environment*, vol. 113, no 2152-2163.
- Morsdorf, F., A. Marell, B. Koetz, N. Cassagne, F. Pimont, E. Rigolot et B. Allgöwer. 2010. «Discrimination of vegetation strata in a multi-layered Mediterranean forest

- ecosystem using height and intensity information derived from airborne laser scanning». *Remote Sensing of Environment*, vol. 114, p. 1403-1415.
- Popescu, S.C., R.H. Wynne et R.F. Nelson. 2003. «Measuring individual tree crown diameter with lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass». *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 29, no 5, p. 564-577.
- Reitberger, J., C. Schnörr, P. Krzystek et U. Stilla. 2009. «3D segmentation of single trees exploiting full waveform LiDAR data». *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, vol. 64, p. 561-574.
- Riaño, D., E. Meier, B. Allgöwer, E. Chuvieco et S.L. Ustin. 2003. «Modeling airborne laser scanning data for the spatial generation of critical forest parameters in fire behavior modeling». *Remote Sensing of Environment*, vol. 86, p. 177-186.
- Saucier, J.-P., P. Grondin, A. Robitaille, J. Gosselin, C. Morneau, P.J.H. Richard, J. Brisson, L. Sirois, A. Leduc, H. Morin, É. Thiffault, S. Gauthier, C. Lavoie et S. Payette. 2009. «Écologie forestière». In *Manuel de foresterie*, 2^eéd. Ouvrage collectif, Ordre des ingénieurs du Québec, p. 165-316. Québec: Éditions MultiMondes.
- Tebaldini, S. 2008. «Forest SAR Tomography: a Covariance Matching Approach». In *IEEE Radar Conference* (Rome, Italy, 26-30 May), p. 1-6.
- van Leeuwen, M., et M. Nieuwenhuis. 2010. «Retrieval of forest structural Parameters using LiDAR remote sensing». *European Journal of Forest Research*, vol. 129, p. 749-770.
- Wedler, M., R. Geyer, B. Heindl, S. Hahn et J.D. Tenhunen. 1996. «Leaf-level Gas Exchange and Scaling-up f Forest Understory Carbon Fixation Rates with a "Patch-Scale" Canopy Model». *Theoretical and Applied Climatology*, vol. 53, p. 145-156.
- Williams, M.L., et L.G. Jenkins. 2009. «GeoSAR and DBInDAR: Combining "X" with "P" for Tropical Forest "C"». *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, p. 738-743.
- Zimble, D.A., D.L. Evans, G.C. Carlson, R.C. Parker, S.C. Grado et P.D. Gerard. 2003. «Characterizing vertical forest structure using small-footprint airborne lidar». *Remote Sensing of Environment*, vol. 87, p. 171-182.

CONCLUSION

Au fil des années, les outils de télédétection se sont perfectionnés permettant l'étude de paramètres forestiers de plus en plus complexes. L'écran formé par le dessus de la canopée, qui restreignait jadis les études au couvert forestier ou à des paramètres d'ensemble de la canopée, n'est maintenant plus une limite pour des technologies comme le LiDAR. Ce capteur a en effet la capacité de pénétrer le couvert forestier et ainsi fournir une représentation en 3D de la canopée. Bien que le LiDAR aéroporté ait été utilisé dans de nombreuses études sur la structure verticale, la hauteur des peuplements et des arbres individuels, la biomasse et le volume forestier notamment, peu d'études ont porté directement sur le sous-étage. Pour des recherches menées en forêt boréale mixte, particulièrement dans des peuplements matures ou surannés, la structure verticale complexe et la densité importante du sous-étage commandent la prise en compte de l'ensemble des arbres du peuplement, et non seulement des arbres dominants et codominants visibles du haut des airs. La particularité de notre étude est justement de s'être concentrée sur la végétation sous couvert dans ce type de milieu forestier complexe.

Pour estimer la densité et la hauteur de la végétation sous couvert forestier, nous avons tout d'abord extrait du nuage de points les retours LiDAR correspondant au sous-étage; les limites inférieure et supérieure de cette strate ayant été déterminées à l'aide d'une méthode de détection des inflexions basée sur le décompte des retours LiDAR. L'application de modèles de régression ainsi que l'utilisation d'une méthode d'extraction de maxima locaux sur ces retours appartenant au sous-étage ont permis d'estimer de façon précise la densité de la végétation sous couvert. Par ailleurs, de bonnes prédictions de la hauteur des arbres et étages sous couvert ont pu être réalisées en utilisant la méthode de détection des inflexions citée plus haut. Bien que les résultats obtenus soient satisfaisants, ils pourraient être bonifiés par l'utilisation d'un LiDAR terrestre, procurant un portrait plus précis de la structure forestière, ainsi que d'un LiDAR à petite empreinte au sol enregistrant l'onde complète retournée au capteur (*full waveform*), pouvant acquérir une plus grande quantité d'information relative au sous-étage. De plus, une fois que le LiDAR multispectral sera fonctionnel, il allouera fort

probablement une différenciation efficace des arbres résineux et feuillus sous couvert forestier. Finalement, l'utilisation de données auxiliaires, telles des matrices d'espèces et d'âge des peuplements, pourrait mener à une meilleure caractérisation de la biomasse à l'échelle du peuplement, de la diversité d'habitat, ainsi que des traitements sylvicoles optimaux à appliquer.

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude représentent une percée importante dans la caractérisation du sous-étage forestier. En effet, il est maintenant évident que le LiDAR à retours multiples fournit suffisamment d'information sur le sous-étage pour en estimer la hauteur et la densité. Tout porte à croire que ces attributs pourront être caractérisés divers types de peuplements, dans une variété de domaines bioclimatiques. Des études plus approfondies permettront toutefois d'évaluer si des résultats comparables sont obtenus sous différentes conditions forestières.

Néanmoins, la caractérisation du sous-étage demeure un défi important. Les arbres du sous-étage étant souvent enchevêtrés, l'estimation de leur nombre et de leur hauteur individuelle demeure difficile. Il en va de même pour leur classification selon les espèces. Les progrès faits au cours des dernières années portent à croire que ces limites ne sont pas infranchissables et que les développements technologiques futurs permettront d'en un avenir rapproché d'effectuer une cartographie complète de la canopée forestière.

RÉFÉRENCES

- Ackermann, F. 1999. «Airborne laser scanning-present status and future expectations». *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, vol. 54, p. 64–67.
- Andersen, H.-E., R.J. McGaughey et S.E. Reutebuch. 2005. «Estimating forest canopy fuel parameters using LiDAR data». *Remote Sensing of Environment*, vol. 94, p. 441-449.
- Anderson, J.E., L.C. Plourde, M.E. Martin, B.H. Braswell, M.-L. Smith, R.O. Dubayah, M.A. Hofton et J.B. Blair. 2008. «Integrating waveform lidar with hyperspectral imagery for inventory of a northern temperate forest». *Remote Sensing of Environment*, vol. 112, p. 1856-1870.
- Angermeier, P.L., et J.R. Karr. 1994. «Biological Integrity versus Biological Diversity as Policy Directives». *BioScience*, vol. 44, no 10, p. 690-697.
- Askne, J., M. Santoro, G. Smith et J.E.S. Fransson. 2003. «Multitemporal Repeat-Pass SAR Interferometry of Boreal Forests». *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 41, no 7, p. 1540-1550.
- Asner, G.P. 2001. «Cloud cover in Landsat observations of the Brazilian Amazon». *International Journal of Remote Sensing*, vol. 22, no 18, p. 3855-3862.
- Barclay, H.J., et D. Goodman. 2000. «Conversion of total to projected leaf area index in conifers». *Canadian Journal of Botany*, vol. 78, p. 447-454.
- Bartemucci, P., C. Messier et C.D. Canham. 2006. «Overstory influences on light attenuation patterns and understory plant community diversity and composition in southern boreal forests of Quebec». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, no 9, p. 2065-2079.
- Bazzaz, F.A. 1979. «The Physiological Ecology of Plant Succession». *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 10, p. 351-371.
- Bergeron, Y., B. Denneler, D. Charron et M.-P. Girardin. 2002. «Using dendrochronology to reconstruct disturbance and forest dynamics around Lake Duparquet, northwest Quebec». *Dendrochronologia*, vol. 20, no 1-2, p. 175-189.
- Bergeron, Y., et M. Dubuc. 1989. «Succession in the southern part of the Canadian boreal forest». *Vegetatio*, vol. 79, p. 51-63.

- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lessieur. 2001. «Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, p. 384-391.
- Betts, H.D., L.J. Brown et G.H. Stewart. 2005. «Forest canopy gap detection and characterisation by the use of high-resolution Digital Elevation Models». *New Zealand Journal of Ecology*, vol. 29, no 1, p. 95-103.
- Beucher, S., et C. Lantuéjoul. 1979. «Use of watersheds in contour detection». In *International Workshop Image Processing, Real-Time Edge and Motion Detection Estimation* (Rennes, France, 17 au 21 septembre).
- Blaschke, T., T. Dirk et M. Heurich. 2004. «3D landscape metrics to modelling forest structure and diversity based on laser scanning data». *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol. 36, no 8/W2, p. 129-132.
- Boschetti, M., I. Gallo, M. Meroni, P.A. Brivio et E. Binaghi. 2003. «Retrieval of vegetation understory information fusing hyperspectral and panchromatic airborne data». In *3rd EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy* (13-16 Mai 2003).
- Boyd, D.S., et R.A. Hill. 2007. «Validation of airborne lidar intensity values from a forested landscape using Hymap data: preliminary analyses». In *ISPRS Workshop on Laser Scanning 2007 and SilviLaser 2007* (Espoo, Finlande, 12-14 septembre).
- Brandtberg, T., T.A. Warner, R.E. Landenberger et J.B. McGraw. 2003. «Detection and analysis of individual leaf-off tree crowns in small footprint, high sampling density lidar data from the eastern deciduous forest in North America». *Remote Sensing of Environment*, vol. 85, p. 290-303.
- Breidenbach, J., E. Naesset, V. Lien, T. Gobakken et S. Solberg. 2010. «Prediction of species specific forest inventory attributes using a nonparametric semi-individual tree crown approach based on fused airborne laser scanning and multispectral data». *Remote Sensing of Environment*, vol. 114, p. 911-924.
- Breiman, L. 2001. «Random Forests». *Machine Learning*, vol. 45, p. 5-32.
- Chaerle, L., et D. van der Straeten. 2000. «Imaging Techniques and the Early Detection of Plant Stress». *Trends in Plant Science*, vol. 5, no 11, p. 495-501.
- Chauve, A., C. Mallet, F. Bretar, S. Durrieu, M.P. Deseilligny et W. Puech. 2007. «Processing full-waveform lidar data: modelling raw signals». In *ISPRS Workshop on Laser Scanning 2007 and SilviLaser 2007* (Espoo, Finland, September 12-14, 2007), p. 1-6.

- Chen, Q., D. Baldocchi, P. Gong et M. Kelly. 2006. «Isolating Individual Trees in a Savanna Woodland Using Small Footprint Lidar Data». *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, vol. 72, no 8, p. 923-932.
- Cohen, W.B., et T.A. Spies. 1992. «Estimating Structural Attributes of Douglas-Fir/Western Hemlock Forest Stands from Landsat and SPOT Imagery». *Remote Sensing of Environment*, vol. 41, p. 1-17.
- Connell, J.H., et R.O. Slatyer. 1977. «Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization». *The American Naturalist*, vol. 111, no 982, p. 1119-1144.
- Coops, N.C., T. Hilker, M.A. Wulder, B. St-Onge, G. Newnham, A. Siggins et J.A.T. Trofymow. 2007. «Estimating canopy structure of Douglas-fir forest stands from discrete-return LiDAR». *Trees*, vol. 21, p. 295-310.
- Coulombe, G., J. Arsenault, E. Bause, J.T. Bernard, A. Bouchard, J. Huot, M.A. Liboiron et G. Szaraz (2004). Commission d'étude scientifique, technique, publique et indépendante, chargée d'examiner la gestion des forêts du domaine de l'État. Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Québec, Québec
- Cuesta, J., P. Chazette, T. Allouis, P.H. Flamant, S. Durrieu, J. Sanak, P. Genau, D. Guyon, D. Loustau et C. Flamant. 2010. «Observing the Forest Canopy with a New Ultra-Violet Compact Airborne Lidar». *Sensors*, vol. 10, p. 7386-7403.
- Cutler, R.D., T.C.J. Edwards, A. Cutler, K.T. Hess, J. Gibson et J. Lawler. 2007. «Random Forests for classification in ecology». *Ecology*, vol. 88, p. 2783-2792.
- De Grandpré, L., Y. Bergeron, L. Bélanger et G. Lessard. 1996. «Domaine de la sapinière à bouleau blanc». In *Manuel de foresterie*, p. 139-280. Québec: Les Presses de l'Université Laval.
- De Grandpré, L., Y. Bergeron, T. Nguyen, C. Boudreault et P. Grondin. 2003. «Composition and Dynamics of the Understory Vegetation in the Boreal Forests of Quebec». In *The Herbaceous Layer of Forests of Eastern North America*, Frank Gilliam et Mark R. Roberts, p. 238-264. New York: Oxford University Press.
- Donoghue, D.N.M., P.J. Watt, N.J. Cox et J. Wilson. 2007. «Remote sensing of species mixtures in conifer plantations using LiDAR height and intensity data». *Remote Sensing of Environment*, vol. 110, p. 509-522.
- Drake, J.B., R.O. Dubayah, D.B. Clark, R.G. Knox, J.B. Blair, M.A. Hofton, R.L. Chazdon, J.F. Weishampel et S.D. Prince. 2002a. «Estimation of tropical forest structural characteristics using large-footprint lidar». *Remote Sensing of Environment*, vol. 79, p. 305-319.

- Drake, J.B., R.O. Dubayah, R.G. Knox, D.B. Clark et J.B. Blair. 2002b. «Sensitivity of large-footprint lidar canopy structure and biomass in a neotropical rainforest». *Remote Sensing of Environment*, vol. 81, p. 378-392.
- Drushka, K. 2003. *Canada's forest: A history*. Montréal: McGill-Queen's University Press, 106 p.
- Dyrness, C.T. 1973. «Early Stages of Plant Succession Following Logging and Burning in the Western Cascades of Oregon». *Ecology*, vol. 54, no 1, p. 57-69.
- Eklundh, L., L. Harrie et A. Kuusk. 2001. «Investigating relationships between Landsat ETM+ sensor data and leaf area index in a boreal conifer forest». *Remote Sensing of Environment*, vol. 78, p. 239-251.
- Flannigan, M.D., Y. Bergeron, O. Engelmark et B.M. Wotton. 1998. «Future Wildfire in Circumboreal Forests in Relation to Global Warming». *Journal Of Vegetation Science*, vol. 9, no 4, p. 469-476.
- Foster, B.L., et D. Tilman. 2000. «Dynamic and Static Views of Succession : Testing the Descriptive Power of the Chronosequence Approach». *Plant Ecology*, vol. 146, no 1, p. 1-10.
- Gates, D.M., et W. Tantraporn. 1952. «The Reflectivity of Deciduous Trees and Herbaceous Plants in the Infrared to 25 Microns». *Science*, vol. 115, no 2997, p. 613-619.
- Gaulton, R., et T.J. Malthus. 2010. «LiDAR mapping of canopy gaps in continuous cover forests: A comparison of canopy height model and point cloud based techniques». *International Journal of Remote Sensing*, vol. 31, no 5, p. 1193-1211.
- Gauthier, S., A. Leduc, Y. Bergeron et H. Le Goff. 2008. «La fréquence des feux et l'aménagement forestier inspiré des perturbations naturelles». In *Aménagement écosytémique en forêt boréale*, Sylvie et al. Gauthier, p. 63-77. Québec: Presses de l'Université du Québec.
- Gaveau, D.L.A., et R.A. Hill. 2003. «Quantifying canopy height underestimation by laser pulse penetration in small-footprint airborne laser scanning data». *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 29, no 5, p. 650-657.
- George, L.O., et F.A. Bazzaz. 2003. «The Herbaceous Layer as Filter Determining Spatial Pattern in Forest Tree Regeneration». In *The Herbaceous layer in Forests of Eastern North America*, Frank S. Gilliam et Mark R. Roberts, p. 265-282. New York: Oxford University Press.
- Glenn-Lewin, D.C., et E. van der Maarel. 1992. «Pattern and processes of vegetation dynamics». In *Plant succession: theory and predictions*, D.C. Glenn-Lewin, R.K. Peet et T.T. Veblen, p. 11-59. London, UK: Chapman and Hall.

- Gobakken, T., et E. Næsset. 2004. «Estimation of diameter and basal area distributions in coniferous forest by means of airborne laser scanner data». *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 19, no 6, p. 529-542.
- Goodwin, N.R., N.C. Coops, C. Bater et S.E. Gergel. 2007. «Assessment of sub-canopy structure in a complex coniferous forest». In *ISPRS Workshop on Laser Scanning 2007 and Silvilaser 2007* (Espoo, Finlande, 12 au 14 septembre), p. 169-172.
- Goodwin, N.R., N.C. Coops et D.S. Culvenor. 2006. «Assessment of forest structure with airborne LiDAR and the effects of platform altitude». *Remote Sensing of Environment*, vol. 103, p. 140-152.
- Gougeon, F.A. 1995. «A crown-following approach to the automatic delineation of individual tree crowns in high spatial resolution digital images». *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 21, p. 274-284.
- Gracia, M., F. Montané, J. Piqué et J. Retana. 2007. «Overstory structure and topographic gradients determining diversity and abundance of understory shrub species in temperate forests in central Pyrenees (NE Spain)». *Forest Ecology and Management*, vol. 242, p. 391-397.
- Guo, Q., W. Li, H. Yu et O. Alvarez. 2010. «Effects of Topographic Variability and Lidar Sampling Density on Several DEM Interpolation Methods». *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, vol. 76, no 6, p. 1-12.
- Guyot, G., D. Guyon et J. Riou. 1989. «Factors affecting the spectral response of forest canopies : a review». *Geocarto international : a multi-disciplinary journal of remote sensing*, vol. 4, no 3, p. 3-18.
- Halpern, C.B. 1988. «Successional Pathway and the Resistance and Resilience of Forest Communities». *Ecology*, vol. 69, no 6, p. 1703-1715.
- Hansen, A.J., T.A. Spies, F.J. Swanson et J.L. Ohmann. 1991. «Conserving Biodiversity in Managed Forests». *BioScience*, vol. 41, no 6, p. 382-392.
- Harrell, P.A., L.L. Bourgeau-Chavez, E.S. Kasischke, N.H.F. French et N.L. Christensen. 1995. «Sensitivity of ERS-1 and JERS-1 radar data to biomass and stand structure in Alaskan boreal forest». *Remote Sensing of Environment*, vol. 54, no 3, p. 247-260.
- Heurich, M. 2008. «Automatic recognition and measurement of single trees based on data from airborne laser scanning over the richly structured natural forests of the Bavarian Forest National Park». *Forest Ecology and Management*, vol. 255, p. 2416-2433.

- Hill, R.A., et R.K. Broughton. 2009. «Mapping the understorey of deciduous woodland from leaf-on and leaf-off airborne LiDAR data: A case study in lowland Britain». *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, vol. 64, p. 223-233.
- Hinse, M., Q.H.J. Gwyn et F. Bonn. 1988. «Radiometric Correction of C-Band Imagery for Topographic Effects in Regions of Moderate Relief». *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 26, no 2, p. 122-132.
- Holling, C.S. 1973. «Resilience and stability of ecological systems». *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 4, p. 1-23.
- Holmgren, J., F. Johansson, K. Olofsson, H. Olsson et A. Glimskär. 2008. «Estimation of crown coverage using airborne laser scanning». In *Silvilaser 2008* (Edimbourg, 17-19 septembre).
- Holmgren, J., M. Nilsson et H. Olsson. 2003. «Estimation of Tree Height and Stem Volume on Plots Using Airborne Laser Scanning». *Forest Science*, vol. 49, no 3, p. 419-428.
- Holmgren, J., et Å. Persson. 2004. «Identifying species of individual trees using airborne laser scanner». *Remote Sensing of Environment*, vol. 90, p. 415-423.
- Hyypä, J., H. Hyypä, M. Inkinen, M. Engdahl, S. Linko et Y.-H. Zhu. 2000. «Accuracy comparison of various remote sensing data sources in the retrieval of forest stand attributes». *Forest Ecology and Management*, vol. 128, p. 109-120.
- Hyypä, J., O. Kelle, M. Lehtikoinen et M. Inkinen. 2001. «A Segmentation-Based Method to Retrieve Stem Volume Estimates from 3-D Tree Height Models Produced by Laser Scanners». *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 39, no 5, p. 969-975.
- Ioki, K., J. Imanishi, T. Sasaki, Y. Morimoto et K. Kitada. 2010. «Estimating stand volume in broad-leaved forest using discrete-return LiDAR: plot-based approach». *Landscape Ecological Engineering*, vol. 6, p. 29-36.
- Jensen, J.L.R., K.S. Humes, L.A. Vierling et A.T. Hudak. 2008. «Discrete return LiDAR-based prediction of leaf area index in two conifer forest». *Remote Sensing of Environment*, vol. 112, p. 3947-3957.
- Jetté, J.-P., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc et S. Gauthier. 2008. «Les enjeux écologiques de l'aménagement forestier». In *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Sylvie et al. Gauthier, p. 3-10. Québec: Presses de l'Université du Québec.
- Johnson, E.A. 1992. *Fire and vegetation dynamics: Studies from the North American boreal forest*. New York: Cambridge University Press, 129 p.

- Jonckheere, I., S. Fleck, K. Nackaerts, B. Muys, P. Coppin, M. Weiss et F. Baret. 2004. «Review of Methods for In Situ Leaf Area Index Determination, Part I. Theories, Sensors and Hemispherical Photography». *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 121, p. 19-35.
- Jonsson, B.G., et P.-A. Esseen. 1998. «Plant Colonisation in Small Forest-Floor Patches: Importance of Plant Group and Disturbance Traits». *Ecography*, vol. 21, no 5, p. 518-526.
- Jutzi, B., et U. Stilla. 2006. «Range determination with waveform recording laser systems using a Wiener Filter». *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, vol. 61, p. 95-107.
- Kaasalainen, S., E. Ahokas, J. Hyypä et J. Suomalainen. 2005. «Study of Surface Brightness From Backscattered Laser Intensity : Calibration of Laser Data». *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, vol. 2, no 3, p. 255-259.
- Kato, A., L.M. Moskal, P. Schiess, M.E. Swanson, D. Calhoun et W. Stuetzle. 2009. «Capturing tree crown formation through implicit surface reconstruction using airborne lidar data». *Remote Sensing of Environment*, vol. 113, p. 1148-1162.
- Ke, Y., L.J. Quackenbush et J. Im. 2010. «Synergistic use of QuickBird multispectral imagery and LIDAR data for object-based forest species classification». *Remote Sensing of Environment*, vol. 114, p. 1141-1154.
- Kerns, B.K., et J.L. Ohmann. 2004. «Evaluation and prediction of shrub cover in coastal Oregon forests (USA)». *Ecological Indicators*, vol. 4, p. 83-98.
- Kimes, D.S., P.J. Sellers et D.J. Diner. 1987. «Extraction of spectral hemispherical reflectance (albedo) of surfaces from nadir and directional reflectance data». *International Journal of Remote Sensing*, vol. 8, no 12, p. 1727-1746.
- Klinka, K., H.Y.H. Chen, Q. Wang et L. de Montigny. 1996. «Forest Canopies and Their Influence on Understory Vegetation in Early-Seral Stands on West Vancouver Island». *Northwest Science*, vol. 70, no 3, p. 193-200.
- Korpela, I., H.O. Ørka, M. Maltamo, T. Tokola et J. Hyypä. 2010. «Tree Species Classification Using Airborne LiDAR - Effects of Stand and Tree Parameters, Downsizing of Training Set, Intensity Normalization, and Sensor Type». *Silva Fennica*, vol. 44, no 2, p. 319-339.
- Korpela, I.S. 2008. «Mapping of understory lichens with airborne discrete-return LiDAR data». *Remote Sensing of Environment*, vol. 112, p. 3891-3897.

- Koukoulas, S., et G.A. Blackburn. 2004. «Quantifying the spatial properties of forest canopy gaps using LiDAR imagery and GIS». *International Journal of Remote Sensing*, vol. 25, no 15, p. 3049-3072.
- Kraus, K., et N. Pfeifer. 1998. «Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data». *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, vol. 53, p. 193-203.
- Kraus, K., et P. Waldhäusl. 1998. *Manuel de photogrammétrie*. Paris: Hermes, 407 p.
- Labrecque, S., R.A. Fournier, J.E. Luther et D. Piercey. 2006. «A comparison of four methods to map biomass from Landsat-TM and inventory data in western Newfoundland». *Forest Ecology and Management*, vol. 226, p. 129-144.
- Latif, Z.A., et G.A. Blackburn. 2010. «Extraction of gap and canopy properties using LiDAR and multispectral data for forest microclimate modelling». In *6th International Colloquium on Signal Processing & Its Applications (CSPA)* (Mallaca), p. 1-5.
- Law, B.E., et R. Waring, H. 1994. «Remote Sensing of Leaf Area Index and Radiation Intercepted by Understory Vegetation». *Ecological Applications*, vol. 4, no 2, p. 272-279.
- Lawrence, R. 2003. «Early Detection of Douglas-Fir Beetle Infestation with Subcanopy Resolution Hyperspectral Imagery». *Western Journal of Applied Forestry*, vol. 18, no 3, p. 202-206.
- Leckie, D., F. Gougeon, D. Hill, R. Quinn, L. Armstrong et R. Shreenan. 2003. «Combined high-density lidar and multispectral imagery for individual tree crown analysis». *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 29, no 5, p. 633-649.
- Lee, A., R. Lucas et C. Brack. 2007. «Quantifying Vertical Forest Stand Structure Using Small Footprint Lidar to Assess Potential Stand Dynamics». *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol. 36, no 8/W2, p. 213-217.
- Lee, K.-S., W.B. Cohen, R.E. Kennedy, T.K. Maiersperger et S.T. Gower. 2004. «Hyperspectral versus multispectral data for estimating leaf area index in four different biomes». *Remote Sensing of Environment*, vol. 91, p. 508-520.
- Lefsky, M.A., D.J. Harding, M. Keller, W.B. Cohen, C.C. Carabajal, F. Del Bon Espirito-Santo, M.O. Hunter et R. de Oliveira Jr. 2005a. «Estimates of forest canopy height and aboveground biomass using ICESat». *Geophysical Research Letters*, vol. 32, p. 1-4.

- Lefsky, M.A., A.T. Hudak, W.B. Cohen et S.A. Acker. 2005b. «Geographic variability in lidar predictions of forest stand structure in the Pacific Northwest». *Remote Sensing of Environment*, vol. 95, p. 532-548.
- Lefsky, M.A., M. Keller, Y. Pang, P.B. de Camargo et M.O. Hunter. 2007. «Revised method for forest canopy height estimation from Geoscience Laser Altimeter System waveforms». *Journal of Applied Remote Sensing*, vol. 1, p. 1-18.
- Lepš, J. 1987. «Vegetation Dynamics in Early Old Field Succession : A Quantitative Approach». *Vegetatio*, vol. 72, no 2, p. 95-102.
- Lévesque, J., et D. King, J. 2003. «Spatial analysis of radiometric fractions from high-resolution multispectral imagery for modelling individual tree crown and forest canopy structure and health». *Remote Sensing of Environment*, vol. 84, p. 589-602.
- Li, X., et A. Strahler, H. 1992. «Geometric-Optical Bidirectional Reflectance Modeling of the Discrete Crown Vegetation Canopy: Effect of Crown Shape and Mutual Shadowing». *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 30, no 2, p. 276-292.
- Lim, K., P. Treitz, K. Baldwin, I. Morrison et J. Green. 2003a. «Lidar remote sensing of biophysical properties of tolerant northern hardwood forests». *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 29, no 5, p. 658-678.
- Lim, K., P. Treitz, M. Wulder, B. St-Onge et M. Flood. 2003b. «LiDAR remote sensing of forest structure». *Progress in Physical Geography*, vol. 27, no 1, p. 88-106.
- Lindeberg, T. 1994. «Scale-space theory: A basic tool for analysing structures at different scales». *Journal of Applied Statistics*, vol. 21, no 2, p. 225-270.
- Lovell, J.L., D.L.B. Jupp, G.J. Newnham, N.C. Coops et D.S. Culvenor. 2005. «Simulation study for finding optimal LiDAR acquisition parameters for forest height retrieval». *Forest Ecology and Management*, vol. 214, p. 398-412.
- Maltamo, M., O.M. Bollandsås, J. Vauhkonen, J. Breidenbach, T. Gobakken et E. Naeset. 2010. «Comparing different methods for prediction of mean crown height in Norway spruce stands using airborne laser scanner data». *Forestry*, vol. 83, no 3, p. 257-268.
- Maltamo, M., K. Eerikäinen, J. Pitkänen, J. Hyypä et M. Vehmas. 2004. «Estimation of timber volume and stem density based on scanning laser altimetry and expected tree size distribution functions». *Remote Sensing of Environment*, vol. 90, p. 319-330.
- Maltamo, M., P. Packalén, X. Yu, K. Eerikäinen, J. Hyypä et J. Pitkänen. 2005. «Identifying and quantifying structural characteristics of heterogeneous boreal forests using laser scanner data». *Forest Ecology and Management*, vol. 216, p. 41-50.

- Martin, M.E., S.D. Newman, J.D. Aber et R.G. Congalton. 1998. «Determining Forest Species Composition Using High Spectral Resolution Remote Sensing Data». *Remote Sensing of Environment*, vol. 65, p. 249-254.
- Martinuzzi, S., L.A. Vierling, W.A. Gould, M.J. Falkowski, J.S. Evans, A.T. Hudak et K.T. Vierling. 2009. «Mapping snags and understory shrubs for a LiDAR-based assessment of wildlife habitat suitability». *Remote Sensing of Environment*, vol. 113, p. 2533-2546.
- McCarthy, J.W., et G. Weetman. 2006. «Age and Size Structure of Gap-Dynamic, Old-Growth Boreal Forest Stands in Newfoundland». *Silva Fennica*, vol. 40, no 2, p. 209-230.
- McRoberts, R.E., et E.O. Tomppo. 2007. «Remote sensing support for national forest inventories». *Remote Sensing of Environment*, vol. 110, p. 412-419.
- Mette, T., K.P. Papathanassiou, I. Hajnsek et R. Zimmermann. 2002. «Forest biomass estimation using polarimetric SAR interferometry». *IEEE*, vol. 2, p. 817-819.
- Miller, J.R., H.P. White, J.M. Chen, D.R. Peddle, G. McDermid, R.A. Fournier, P. Shepherd, I. Rubinstein, J. Freemantle, R. Soffer et E. LeDrew. 1997. «Seasonal change in understory reflectance of boreal forests and influence on canopy vegetation indices». *Journal of Geophysical Research*, vol. 102, no D24, p. 29475-29482.
- Ministère des Ressources naturelles, e.d.l.F. (2007). Normes d'inventaire forestier: Placettes-échantillons temporaire. Direction des inventaires forestier. Forêt Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Version provisoire
- Morsdorf, F., O. Frey, E. Meier, K.I. Itten et B. Allgöwer. 2008. «Assessment of the influence of flying altitude and scan angle on biophysical vegetation products derived from airborne laser scanning». *International Journal of Remote Sensing*, vol. 29, no 5, p. 1387-1406.
- Morsdorf, F., B. Kötz, E. Meier, K.I. Itten et B. Allgöwer. 2006. «Estimation of LAI and fractional cover from small footprint airborne laser scanning data based on gap fraction». *Remote Sensing of Environment*, vol. 104, p. 50-61.
- Morsdorf, F., A. Marell, B. Koetz, N. Cassagne, F. Pimont, E. Rigolot et B. Allgöwer. 2010. «Discrimination of vegetation strata in a multi-layered Mediterranean forest ecosystem using height and intensity information derived from airborne laser scanning». *Remote Sensing of Environment*, vol. 114, p. 1403-1415.
- Morsdorf, F., E. Meier, B. Kötz, K.I. Itten, M. Dobbartin et B. Allgöwer. 2004. «LIDAR-based geometric reconstruction of boreal type forest stands at single tree level for forest and wildland fire management». *Remote Sensing of Environment*, vol. 92, p. 353-362.

- Morsdorf, F., C. Nichol, T. Malthus et I.H. Woodhouse. 2009. «Assessing forest structural and physiological information content of multi-spectral LiDAR waveforms by radiative transfer modeling». *Remote Sensing of Environment*, vol. 113, no 2152-2163.
- Muller, R.N. 2003. «Nutrient Relations of the Herbaceous Layer in Deciduous Forest Ecosystems». In *The Herbaceous layer in Forests of Eastern North America*, Frank S. Gilliam et Mark R. Roberts, p. 15-37. New York: Oxford University Press.
- Muukkonen, P., et Heiskanen. 2005. «Estimating biomass for boreal forests using ASTER satellite data combined with standwise forest inventory data». *Remote Sensing of Environment*, vol. 99, p. 434-447.
- Naesset, E. 2009. «Effects of different sensors, flying altitudes, and pulse repetition frequencies on forest canopy metrics and biophysical stand properties derived from small-footprint airborne laser data». *Remote Sensing of Environment*, vol. 113, p. 148-159.
- Naesset, E., O.M. Bollandsås et T. Gobakken. 2005. «Comparing regression methods in estimation of biophysical properties of forest stands from two different inventories using laser scanner data». *Remote Sensing of Environment*, vol. 94, p. 541-553.
- Naesset, E., et T. Gobakken. 2005. «Estimating forest growth using canopy metrics derived from airborne laser scanner data». *Remote Sensing of Environment*, vol. 96, p. 453-465.
- Naesset, E., et T. Gobakken. 2008. «Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser». *Remote Sensing of Environment*, vol. 112, p. 3079-3090.
- Naesset, E., et T. Økland. 2002. «Estimating tree height and tree crown properties using airborne scanning laser in a boreal nature reserve». *Remote Sensing of Environment*, vol. 79, p. 105-115.
- Nelson, R., J. Jimenez, C.E. Schnell, G.S. Hartshorn, T.G. Gregoire et R. Oderwald. 2000. «Technical note: Canopy height models and airborne lasers to estimate forest biomass: Two problems ». *International Journal of Remote Sensing*, vol. 21, no 11, p. 2153-2162.
- Nelson, R., R. Swift et W. Krabill. 1988. «Using airborne lasers to estimate forest canopy and stand characteristics». *Journal of Forestry*, vol. 86, p. 31-38.
- Neufeld, H.S., et D.R. Young. 2003. «Ecophysiology of the Herbaceous Layer in Temperate Deciduous Forests». In *The Herbaceous layer in Forests of Eastern North America*, Frank S. Gilliam et Mark R. Roberts, p. 38-91. New York: Oxford University Press.

- Oliver, C.D., et B.C. Larson. 1996. *Forest Stand Dynamics*, Update edition. New York: John Wiley & Sons, Inc., 520 p.
- Ørka, H.O., E. Naesset et O.M. Bollandsås. 2009. «Classifying species of individual trees by intensity and structure features derived from airborne laser scanner data». *Remote Sensing of Environment*, vol. 113, p. 1163-1174.
- Papathanassiou, K.P., et S.R. Cloude. 2001. «Single-Baseline Polarimetric SAR Interferometry». *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 39, no 11, p. 2352-2363.
- Peltoniemi, J.I., S. Kaasalainen, J. Näränen, M. Rautiainen, P. Stenberg, H. Smolander, S. Smolander et P. Voipio. 2005. «BRDF measurement of understory vegetation in pine forests: dwarf shrubs, lichen, and moss». *Remote Sensing of Environment*, vol. 94, p. 343-354.
- Persson, Å., J. Holmgren et U. Söderman. 2002. «Detecting and measuring individual trees using airborne laser scanner». *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, vol. 68, no 9, p. 925-932.
- Pickett, S.T.A., J. Kolasa, J.J. Armesto et S.L. Collins. 1989. «The Ecological Concept of Disturbance and Its Expression at Various Hierarchical Levels». *Oikos*, vol. 54, no 2, p. 129-136.
- Popescu, S.C., et R.H. Wynne. 2004. «Seeing the Trees in the Forest: Using Lidar and Multispectral Data Fusion with Local Filtering and Variable Window Size for Estimating Tree Height». *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, vol. 70, no 5, p. 589-604.
- Popescu, S.C., R.H. Wynne et R.F. Nelson. 2002. «Estimating plot-level tree heights with lidar: local filtering with a canopy-height based variable window size». *Computers and Electronics in Agriculture*, vol. 37, p. 71-95.
- , 2003. «Measuring individual tree crown diameter with lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass». *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 29, no 5, p. 564-577.
- Popescu, S.C., et K. Zhao. 2008. «A voxel-based lidar method for estimating crown base height for deciduous and pine trees». *Remote Sensing of Environment*, vol. 112, p. 767-781.
- Pyysalo, U., et H. Hyypä. 2002. «Reconstructing Tree Crowns from Laser Scanner Data for Feature Extraction». In *ISPRS Commission III* (Graz, Autriche, 9-13 septembre).

- Reitberger, J., P. Krzystek et U. Stilla. 2008. «3D segmentation and classification of single trees with full waveform LIDAR data». In *Silvilaser* (Edimbourg, 17-19 septembre).
- Reitberger, J., C. Schnörr, P. Krzystek et U. Stilla. 2009. «3D segmentation of single trees exploiting full waveform LiDAR data». *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, vol. 64, p. 561-574.
- Riaño, D., E. Chuvieco, S. Condés, J. Gonzalez-Matesanz et S.L. Ustin. 2004a. «Generation of crown bulk density for *Pinus sylvestris* L. from lidar». *Remote Sensing of Environment*, vol. 92, p. 345-352.
- Riaño, D., E. Meier, B. Allgöwer, E. Chuvieco et S.L. Ustin. 2003. «Modeling airborne laser scanning data for the spatial generation of critical forest parameters in fire behavior modeling». *Remote Sensing of Environment*, vol. 86, p. 177-186.
- Riaño, D., F. Valladares, S. Condés et E. Chuvieco. 2004b. «Estimation of leaf area index and covered ground from airborne laser scanner (LiDAR) in two contrasting forests». *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 124, no 3-4, p. 269-275.
- Rignot, E., C. Williams, J.B. Way et L. Viereck. 1994. «Mapping of forest types in Alaskan boreal forests using SAR imagery». *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 32, p. 1117-1124.
- Rowe, J.S. 1983. «Concepts of Fire Effects on Plant Individuals and Species». In *The Role of Fire in Northern Circumpolar Ecosystems*, Ross W. Wein and David A. MacLean, p. 135-154: John Wiley & Sons Ltd.
- Rydgren, K., R.H. Økland et G. Hestmark. 2004. «Disturbance severity and community resilience in a boreal forest». *Ecology*, vol. 85, no 7, p. 1906-1915.
- Sasaki, T., J. Imanishi, K. Ioki, Y. Morimoto et K. Kitada. 2008. «Estimation of leaf area index and canopy openness in broad-leaved forest using an airborne laser scanner in comparison with high-resolution near-infrared digital photography». *Landscape Ecological Engineering*, vol. 4, p. 47-55.
- Saucier, J.-P., P. Grondin, A. Robitaille, J. Gosselin, C. Morneau, P.J.H. Richard, J. Brisson, L. Sirois, A. Leduc, H. Morin, É. Thiffault, S. Gauthier, C. Lavoie et S. Payette. 2009. «Écologie forestière». In *Manuel de foresterie*, 2^eéd. Ouvrage collectif, Ordre des ingénieurs du Québec, p. 165-316. Québec: Éditions MultiMondes.
- Schimmel, J., et A. Granström. 1996. «Fire Severity and Vegetation Response in the Boreal Swedish Forest». *Ecology*, vol. 77, no 5, p. 1436-1450.
- Sénécal, J.-F., F. Doyon et B. St-Onge. 2011. «Discrimination of edaphic and developmental gaps in old-growth temperate deciduous forests using airborne LiDAR data».

- Canadian Journal of Forest Research*, vol. XXX, p. XXXX-XXXX (soumis en août 2011).
- Solberg, S., E. Naesset et O.M. Bollandsås. 2006. «Single tree segmentation using airborne laser scanner data in a structurally heterogeneous spruce forest». *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, vol. 72, no 12, p. 1369-1378.
- Spanner, M.A., L.L. Pierce, S.W. Running et D.L. Peterson. 1990. «The Seasonality of AVHRR Data of Temperate Coniferous Forests: Relationship with Leaf Area Index». *Remote Sensing of Environment*, vol. 33, p. 97-112.
- St-Onge, B. 2004. «L'altimétrie laser à balayage». *Revue Internationale de Géomatique*, vol. 14, no 3-4, p. 531-558.
- St-Onge, B., J. Jumelet, M. Cobello et C. Véga. 2004. «Measuring individual tree height using a combination of stereophotogrammetry and lidar». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, p. 2122-2130.
- St-Onge, B., P. Treitz et M.A. Wulder. 2003. «Tree and canopy height estimation with scanning lidar». In *Remote Sensing of Forest Environments: Concepts and Case Studies*, Michael A. Wulder et Steven E. Franklin, p. 489-510. Norwell: Kluwer Academic Publishers.
- St-Onge, B.A., et N. Achaichia. 2001. «Measuring forest canopy height using a combination of lidar and aerial photography data». In *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing* (Annapolis, MD, October 22-24), p. 131-137.
- Suárez, J.C., C. Ontiveros, S. Smith et S. Snape. 2004. «The use of airborne LiDAR and aerial photography in the estimation of individual tree heights in forestry». In *7th AGILE Conference on Geographic Information Science* (Heraklion, Greece, 29 April - 1 May 2004), p. 435-445.
- Takahashi, T., K. Yamamoto, Y. Senda et M. Tsuzuku. 2005. «Estimating individual tree heights of sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations in mountainous areas using small-footprint airborne LiDAR». *Journal of Forest Research*, vol. 10, p. 135-142.
- Tebaldini, S. 2008. «Forest SAR Tomography: a Covariance Matching Approach». In *IEEE Radar Conference* (Rome, Italy, 26-30 May), p. 1-6.
- Treitz, P.M., et P.J. Howarth. 1999. «Hyperspectral remote sensing for estimating biophysical parameters of forest ecosystems». *Progress in Physical Geography*, vol. 33, no 3, p. 359-390.

- van Aardt, J.A.N., R.H. Wynne et R.G. Oderwald. 2006. «Forest Volume and Biomass Estimation Using Small-Footprint LiDAR-Distributional Parameters on a Per-Segment Basis». *Forest Science*, vol. 52, no 6, p. 636-649.
- van Lier, O.R., R.A. Fournier, R.L. Bradley et N. Thiffault. 2009. «A multi-resolution satellite imagery approach for large area mapping of ericaceous shrubs in Northern Quebec, Canada». *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 11, p. 334-343.
- Vauhkonen, J. 2010. «Estimating crown base height for Scots pine by means of the 3D geometry of airborne laser scanning data». *International Journal of Remote Sensing*, vol. 30, no 5, p. 1213-1226.
- Vepakomma, U., B. St-Onge et D. Kneeshaw. 2008. «Spatially explicit characterization of boreal forest gap dynamics using multi-temporal lidar data». *Remote Sensing of Environment*, vol. 112, p. 2326-2340.
- VIASAT GeoTechnologies Inc. (2010). Analyse des opportunités d'affaires liées à l'utilisation de la technologie LiDAR aéroportée au MRNF particulièrement en foresterie: 123 p
- Wagner, W., M. Hollaus, C. Briese et V. Ducic. 2008. «3D vegetation mapping using small-footprint full-waveform airborne laser scanners». *International Journal of Remote Sensing*, vol. 29, p. 1433-1452.
- Wagner, W., A. Ullrich, V. Ducic, T. Melzer et N. Studnicka. 2006. «Gaussian decomposition and calibration of a novel small-footprint full-waveform digitising airborne laser scanner». *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, vol. 60, p. 100-112.
- Wagner, W., A. Ullrich, T. Melzer, C. Briese et K. Kraus. 2004. «From single-pulse to full-waveform airborne laser scanners: potentiel and practical challenges». *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol. 35, p. 201-206.
- Wang, Y., H. Weinacker, B. Koch et K. Stereńczak. 2008. «Lidar point cloud based fully automatic 3D single tree modelling in forest and evaluations of the procedure». In *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* (Beijing), p. 45-51.
- Waring, R.H., J. Way, R.E.J. Hunt, L. Morrissey, K.J. Ranson, J.F. Weishampel, R. Oren et S.E. Franklin. 1995. «Imaging Radar for Ecosystem Studies». *BioScience*, vol. 45, no 10, p. 715-723.

- Wedler, M., R. Geyer, B. Heindl, S. Hahn et J.D. Tenhunen. 1996. «Leaf-level Gas Exchange and Scaling-up of Forest Understory Carbon Fixation Rates with a "Patch-Scale" Canopy Model». *Theoretical and Applied Climatology*, vol. 53, p. 145-156.
- Wezyk, P., P. Tompalski, M. Szostak, M. Glista et M. Pierzchalski. 2008. «Describing the selected canopy layer parameters of the Scots pine stands using ALS data». In *SilviLaser 2008* (Edimbourg, Royaume Uni, 17-19 septembre), p. 636-645.
- White, P.S. 1979. «Pattern, Process, and Natural Disturbance in Vegetation». *Botanical Review*, vol. 45, no 3, p. 229-299.
- Williams, M.L., et L.G. Jenkins. 2009. «GeoSAR and DBInDAR: Combining "X" with "P" for Tropical Forest "C"». *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, p. 738-743.
- Wu, Y., et A. Strahler, H. 1994. «Remote Estimation of Crown Size, Stand Density, and Biomass on the Oregon Transect». *Ecological Applications*, vol. 4, no 2, p. 299-312.
- Wulder, M., K.O. Niemann et D.G. Goodenough. 2000. «Local Maximum Filtering for the Extraction of Tree Locations and Basal Area from High Spatial Resolution Imagery». *Remote Sensing of Environment*, vol. 73, p. 103-114.
- Wulder, M.A., E.F. Ledrew, S.E. Franklin et M.B. Lavigne. 1998. «Aerial Image Texture Information in the Estimation of Northern Deciduous and Mixed Wood Forest Leaf Area Index (LAI)». *Remote Sensing of Environment*, vol. 64, no 1, p. 64-76.
- Yu, X., J. Hyypä, H. Hyypä et M. Maltamo. 2004. «Effects of flight altitude on tree height estimation using airborne laser scanning». *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol. XXXVI - 8/W2, p. 96-101.
- Yu, X., J. Hyypä, H. Kaartinen, M. Maltamo et H. Hyypä. 2008. «Obtaining plotwise mean height and volume growth in boreal forests using multi-temporal laser surveys and various change detection techniques». *International Journal of Remote Sensing*, vol. 29, no 5, p. 1367-1386.
- Zimble, D.A., D.L. Evans, G.C. Carlson, R.C. Parker, S.C. Grado et P.D. Gerard. 2003. «Characterizing vertical forest structure using small-footprint airborne lidar». *Remote Sensing of Environment*, vol. 87, p. 171-182.